

**VYSOKÁ ŠKOLA BÁŇSKÁ - TECHNICKÁ
UNIVERZITA OSTRAVA**

Hornicko – geologická fakulta

Katedra environmentálního inženýrství

**Bioakumulace potenciálně toxických prvků v těle rovnokřídlého
hmyzu (*Orthoptera*) na území Ostravy**

diplomová práce

Autor: Bc. Zuzana Zaoralová

Vedoucí diplomové práce: Ing. Jiří Kupka, Ph.D.

Ostrava 2018

VŠB - TECHNICAL UNIVERSITY OF OSTRAVA

Faculty of mining and geology

Department of environmental engineering

Bioaccumulation of potentially toxic elements in the body

Orthoptera insects in Ostrava city

diploma thesis

Author: Bc. Zuzana Zaoralová

Supervisor: Ing. Jiří Kupka, Ph.D.

Ostrava 2018

VŠB - Technická univerzita Ostrava
Hornicko-geologická fakulta
Institut environmentálního inženýrství

Zadání diplomové práce

Student:

Bc. Zuzana Zaoralová

Studijní program:

N2102 Nerostné suroviny

Studijní obor:

3904T005 Environmentální inženýrství

Téma:

Bioakumulace potenciálně toxických prvků v těle rovnokřídlého hmyzu
na území Ostravy
Bioaccumulation of Potentially Toxic Elements in the Body Orthoptera
Insects in Ostrava city

Jazyk vypracování:

čeština

Zásady pro vypracování:

1. Rešerše z problematiky využití bezobratlých živočichů pro účely biomonitoringu v průmyslových oblastech.
2. Rovnokřídlý hmyz (Orthoptera) jako modelová bioindikační skupina.
3. Realizace vlastního výzkumu bioakumulace potenciálně toxických prvků v těle rovnokřídlého hmyzu (Orthoptera) na území Ostravy.

Seznam doporučené odborné literatury:

- ANDĚL, P. Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring. Liberec: Evernia, 2011. ISBN 978-80-903787-9-7.
- BENCKO, V., CIKRT M., LENER J. Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka. Vyd. 2., přeprac. a dopl. / Praha: Grada, 1995. ISBN 80-7169-150-X.
- KOČÁREK, P. Rovnokřídlí (Insecta: Orthoptera) České republiky. Vydání 1., 2013, 283 s. ISBN 8020021736
- MARKERT, B. Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment, Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 21, n. 1, vol. 2, p 77-82, 2007.
- RACLAVSKÁ H., MATÝSEK D., RACLAVSKÝ K. Geochemical indicators of urban soil contamination by metallurgical industry at Ostrava. Conference Proceedings Materials, Metallurgy and Interdisciplinary Co-working, místo neznámé: VŠB – TU Ostrava, 2008. September 29-30, 2008.
- WANG, L. K., ed. Heavy metals in the environment. Boca Raton: CRC Press, c2009. ISBN 978-1-4200-7316-4.

Formální náležitosti a rozsah diplomové práce stanoví pokyny pro vypracování zveřejněné na webových stránkách fakulty.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Jiří Kupka, Ph.D.**

Datum zadání: 31.10.2017

Datum odevzdání: 30.04.2018



doc. Ing. Vojtěch Václavík, Ph.D.
vedoucí institutu





doc. Ing. Jan Valíček, Ph.D.
děkan fakulty

- Celou diplomovou práci včetně příloh, jsem vypracoval samostatně a uvedl jsem všechny použité podklady a literaturu.
- Byl jsem seznámen s tím, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb. - autorský zákon, zejména § 35 – využití díla v rámci občanských a náboženských obřadů, v rámci školních představení a využití díla školního a § 60 – školní dílo.
- Beru na vědomí, že Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava (dále jen VŠB-TUO) má právo nevýdělečně, ke své vnitřní potřebě, diplomovou práci užít (§ 35 odst. 3).
- Souhlasím s tím, že jeden výtisk diplomové práce bude uložen v Ústřední knihovně VŠB-TUO k prezenčnímu nahlédnutí a jeden výtisk bude uložen u vedoucího diplomové práce. Souhlasím s tím, že údaje o diplomové práci, obsažené v Záznamu o závěrečné práci, umístěném v příloze mé diplomové práce, budou zveřejněny v informačním systému VŠB-TUO.
- Souhlasím s tím, že diplomová práce je licencována pod Creative Commons Attribution-NonCommercial-ShareAlike 3.0 Unported licencí. Pro zobrazení kopie této licence, je možno navštívit <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/>
- Bylo sjednáno, že s VŠB-TUO, v případě zájmu o komerční využití z její strany, uzavřu licenční smlouvu s oprávněním užít dílo v rozsahu § 12 odst. 4 autorského zákona.
- Bylo sjednáno, že užít své dílo – diplomovou práci nebo poskytnout licenci k jejímu komerčnímu využití mohu jen se souhlasem VŠB-TUO, která je oprávněna v takovém případě ode mne požadovat přiměřený příspěvek na úhradu nákladů, které byly VŠB-TUO na vytvoření díla vynaloženy (až do jejich skutečné výše).

V Ostravě dne 30. 4. 2018

Bc. Zuzana Zaoralová

Poděkování

Ráda bych poděkovala svému vedoucímu bakalářské práce Ing. Jiřímu Kupkovi, Ph.D. za poskytnutou odbornou pomoc, čas a trpělivost při zpracování této diplomové práce. Také bych chtěla poděkovat své rodině za podporu.

Anotace

Diplomová práce je zaměřena na možnosti využití rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) jako bioakumulátoru potenciálně toxických prvků. Studie byla realizována na lokalitě Ostrava. Hlavním cílem této práce je vyhodnocení laboratorní analýzy koncentrace potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*). Dílčím cílem bylo vyhodnocení laboratorní analýzy koncentrace potenciálně toxických prvků v rostlinné složce jetele lučního (*Trifolium pretense*) a ve vzorcích půdy.

Výzkum probíhal na území Moravskoslezského kraje, ve městě Ostrava. V této lokalitě bylo vyčleněno 18 zájmových území, které korespondovaly s větrnou růžicí, která měla svůj střed v závodu ArcelorMittal Ostrava, a. s. Diplomová práce kladla důraz na výběr takových zájmových území, na kterých byl předpokládán hojný výskyt rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*), tedy na travinná společenstva.

Klíčová slova: bioakumulace, *Orthoptera*, Ostrava, biomonitoring

Anotation

This diploma thesis focuses on the use of *Orthoptera* as a bioaccumulator of potentially toxic elements. The study was conducted at the Ostrava city site. The main aim of this work is the evaluation of the laboratory analysis of the concentration of potentially toxic elements in the tissues of the *Orthoptera*. A partial objective was the evaluation of the laboratory analysis of the concentration of potentially toxic elements in the plant component of *Trifolium pretense* and soil samples.

The research was conducted in the Moravian-Silesian region, in Ostrava. In this locality, 18 interest areas were assigned, which corresponded with the wind rose, which was at the center of the ArcelorMittal Ostrava plant. The diploma thesis emphasized the selection of such areas of interest, where the abundant occurrence of *Orthoptera* communities.

Key words: bioaccumulation, *Orthoptera*, Ostrava city, biomonitoring

OBSAH

1	ÚVOD A CÍL PRÁCE	1
2	KONTAMINACE MĚSTSKÝCH OBLASTÍ POTENCIÁLNĚ TOXICKÝMI PRVKY	2
2.1	Půdní prostředí	2
2.2	Ovzduší	4
2.3	Biota	6
3	TOXICITA VYBRANÝCH POTENCIÁLNĚ TOXICKÝCH PRVKŮ	7
3.1	Toxicita Cd a jeho sloučeniny	7
3.2	Toxicita Hg a jejich sloučenin	7
3.3	Toxicita Pb a jeho sloučenin	9
3.4	Toxicita Ni a jeho sloučenin	10
3.5	Toxicita Cr a jeho sloučenin	11
3.6	Toxicita Zn a jeho sloučenin	12
3.7	Toxicita Fe a jeho sloučenin	13
4	BIOMONITORING BEZOBRATLÝCH ŽIVOČICHŮ V PRŮMYSL OVÝCH OBLASTECH.....	14
5	ROVNOKŘÍDLÝ HMYZ JAKO MODELOVÁ BIOINDIKAČNÍ SKUPINA ..	19
5.1	Biologie a ekologie rovnokřídlého hmyzu	19
5.2	Bioindikační význam	21
6	CHARAKTERISTIKA PŘÍRODNÍCH POMĚRŮ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ.....	23
6.1	Geomorfologické, geologické a půdní poměry	23
6.2	Klimatické a hydrologické poměry	24
6.3	Vegetační poměry	26
6.4	Faunistické poměry	26
6.5	Znečištění na území Ostravy	27

6.6	Historie.....	28
7	MATERIÁL A METODIKA.....	30
7.1	Výběr lokality.....	30
7.2	Popis vzorkovacích ploch	32
7.3	Terénní výzkum	38
7.4	Eliminace sekundární kontaminace.....	39
7.5	Spotřeba biologického materiálu.....	40
7.6	Laboratorní analýza.....	40
8	VÝSLEDKY	44
8.1	Vyhodnocení analýzy vzorků rovnokřídlého hmyzu	44
8.2	Vyhodnocení vzorků sekundární kontaminace	54
8.3	Vyhodnocení vzorků rostlinného materiálu a půdy	56
9	DISKUZE	61
9.1	Možnosti bioakumulace potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu (<i>Orthoptera</i>).....	62
9.2	Diskuze laboratorní analýzy rostlinných vzorků a půdy.....	64
10	ZÁVĚR	66
	SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY.....	67
	SEZNAM OBRÁZKŮ	76
	SEZNAM TABULEK.....	77
	SEZNAM GRAFŮ	78
	SEZNAM PŘÍLOH.....	80
	SEZNAM FOTODOKUMENTACE.....	80
	PŘÍLOHY	1
	FOTODOKUMENTACE.....	2

1 ÚVOD A CÍL PRÁCE

Životní prostředí Moravskoslezského kraje je jedním z nejvíce zatížených v České republice. V minulosti zde probíhala masivní industrializace a těžba nerostných surovin, což mělo za následek poškození všech složek životního prostředí. V současnosti zde nalezneme mnoho postindustriálních stanovišť, které byly rekultivovány, nebo byly ponechány v původním stavu. Významným ekologickým problémem nejsou pouze již uzavřená industrializační a hornická díla, ale také činné složky průmyslu.

Zájemové území, které bylo použito pro účely této diplomové práce, se nachází na katastru města Ostravy v Moravskoslezském kraji. Lokalita je rozčleněna do 18 vzorkovacích ploch, které byly rozvrženy za pomoci vytvořené větrné růžice. Střed této růžice představoval závod ArcelorMittal Ostrava a. s., který se nachází ve Slezské Ostravě a je jedním z hlavních znečišťovatelů životního prostředí zájemového území.

Hlavním cílem diplomové práce bylo využití rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) jako bioindikátoru potenciálně toxických prvků na zájemovém území Ostravy a přilehlého okolí.

Cíle:

Možnosti rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) jako bioakumulátoru potenciálně toxických prvků

Návrh a ověření metodiky

Terénní výzkum, práce v laboratoři a vyhodnocení laboratorní analýzy

2 KONTAMINACE MĚSTSKÝCH OBLASTÍ POTENCIÁLNĚ TOXICKÝMI PRVKY

Kvůli zrychlené industrializaci a urbanizaci žije téměř polovina populace na světě v městských aglomeracích. Jejich intenzivní činnost vede k rostoucímu množství kontaminantů, které jsou vypouštěny do městského prostředí (MANTA et al., 2002).

2.1 Půdní prostředí

Městské půdy představují jednu z nejohroženějších oblastí v rámci znečištění potenciálně toxickými látkami. Je to zapříčiněno zejména antropogenní činností, kde se současně vystavuje velké množství obyvatel rizikům spojených s toxicitou vybraných prvků (LI et al., 2004, MADRID a kol., 2008).

Městské půdy jsou ohroženy širokým spektrem zdrojů, které pochází jak z organické, tak anorganické činnosti. Při různých zpracováních materiálů se uvolňují charakteristické potenciálně toxické prvky, které jsou spojeny s různorodou antropologickou činností. Rizika potenciálně toxických prvků tkví zejména v biologické rozložitelnosti a akumulaci v půdách. Tato skutečnost vede k dlouhodobé expozici. Městské půdy jako takové nepředstavují bezprostřední riziko. Rizika jsou většinou spojená se vstupem kontaminantů pomocí dýcháním prachu, prostupem kůže nebo vdechováním mikroskopických částic kontaminantů. Vyšší riziko je zaznamenáno u dětí, které si znečištěné ruce ve velké míře vkládají do úst a tím vzniká nová cesta vstupu kontaminantů do lidského těla (MADRID et al., 2006).

V důsledku vysoké ohroženosti městských půd se objevila řada environmentálních rizik, z nichž je znečištění potenciálně toxickými prvky, je hlavním problémem, zejména v městských půdách a okolí silnic. Jako typické znečišťující látky v městském prostředí jsou potenciálně toxické látky užitečnými indikátory znečištění životního prostředí (MANTA et al., 2002). Například Pb, Cu a Zn by mohly dobře indikovat dopravní znečištění pro jejich specifický zdroj. Některé potenciálně toxické prvky, jako jsou Pb, Cr a Cd, se budou i nadále hromadit v městském prostředí kvůli jejich biologickému odbourávání a dlouhodobé expozici, proto jsou také známé jako „chemické časované bomby“. V městských oblastech se tyto "bomby" staly potenciální hrozbou pro bezpečnost a lidské zdraví a vážně narušily přirozené geochemické cykly ekosystému. Kromě toho mají

potenciálně toxické prvky přímý vliv na veřejné zdraví, protože mohou snadno vstoupit do lidských těl, například při požití prachu, kožním kontaktem nebo dýcháním. Zejména děti jsou citlivější na danou dávku toxinu a pravděpodobně pohlcují neúmyslně významné množství půdy nebo prachu pomocí rukou nebo prstů, což je obecně považováno za jednu z klíčových cest expozice potenciálně toxických prvků dětmi (SHI et al., 2008). Mnoho studií ukázalo, že se potenciálně toxické prvky mohou hromadit v tukových tkáních a následně ovlivnit funkce orgánů a narušit nervový systém nebo endokrinní systém (WAISBERG et al., 2003). V městských oblastech se vyskytuje prach, který obsahuje potenciálně toxické prvky z řady zdrojů např. vodní přemísťování materiálu z okolních půd a svahů, suchou a vlhkou atmosférickou depozicí, biologickými vstupy, povrchovým opotřebením silnice, degradací silnic, opotřebením vozidla (pneumatiky, karoserie, brzdové obložení atd.) a kapaliny pro vozidla a emise částic (SUTHERLAND, TOLOSA, 2000). Proto znečištění potenciálně toxickými prvky v městském prostředí způsobilo rostoucí obavy vědců, kteří během posledních desetiletí vyhotovili velké množství výzkumů, které byly provedeny po celém světě (SHI et al., 2008).

Výzkum (MANTA et al., 2002), který proběhl v Itálii, respektive v Palermu na Sicílii, ukazuje obecné obohacení potenciálně toxických prvků v povrchových půdách ve vztahu k podloží. Vysoké koncentrace prvků Hg, Pb, Zn, Cu a Sb naznačují, že by mohly být spojeny s antropogenní činností. Koncentrace Co, Cr, Ni a Mn vykazují obecně nízké hladiny, blízké koncentracím uvedeným pro neznečištěné půdy. Navíc tyto potenciálně toxické prvky vykazují poměrně homogenní rozložení po celé městské aglomeraci, a tudíž nižší standardní odchylky, což naznačuje, že znečištění je tvořeno zejména přírodním zdrojem. Hodnoty Cd a Mn v analyzovaných vzorcích jsou srovnatelné s vyššími hodnotami uváděnými pro určité druhy půd, které jsou ovlivněny matečnou horninou. Vysoké koncentrace Cd a Mn (větší než 1 a 500 mg kg⁻¹), byly měřeny v některých půdách v parku Favorita a na dalších zelených plochách města. Je však třeba poznamenat, že tyto hodnoty souhlasí s hodnotami přírodních půd, které se vyskytují na Sicílii. Tato studie poskytla základní informace o nutnosti správné interpretace koncentrací potenciálně toxických prvků, které závisí jak na antropogenních, tak na přírodních vlastnostech prostředí. Z této studie také vychází, že největší antropogenní zátěž ve městech pochází z automobilového průmyslu (MANTA et al., 2002).

Antropogenní činnost vedla k vysoké akumulaci potenciálně toxických prvků také v Šanghaji. Obsahy Pb, Zn, Cu, Cr a Cd v městských půdách byly vyšší než hodnoty na pozadí. Koncentrace v silničním prachu byly výrazně horší, přičemž všech šest pozorovaných potenciálně toxických prvků (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd a Ni) výrazně překročilo hodnoty pozadí. Obsah potenciálně toxických prvků zkoumaných v této studii byl obecně nižší než obsah zaznamenaný v jiných starých průmyslových městech (SHI et al., 2008).

2.2 Ovzduší

Znečištění ovzduší je vyvoláváno prachovými částicemi a plynnými složkami, které jsou obsaženy v ovzduší (BOURDREL et al., 2017). Znečištění ovzduší může být příčinou různých nežádoucích účinků na lidské zdraví, jako jsou srdeční onemocnění, rakovina plic, akutní respirační infekce u dětí a chronická bronchitida u dospělých. Znečištění ovzduší může také zhoršit již existující onemocnění srdce a plic a vyvolat astmatické záchvaty (KAMPA, CASTANAS, 2008, PELED, 2011).

Mezinárodní agentura pro výzkum rakoviny, která je specializovanou agenturou pro rakovinu Světové zdravotnické organizace, dále klasifikovala znečištění vnějšího ovzduší jako skupinu 1 karcinogenní pro člověka. Znečištění venkovního ovzduší je také spojeno s ne-karcinogenními účinky, které se pohybují v závislosti na závažnosti od subklinických fyziologických změn k mortalitě (MEGIDO et al., 2017). Zvýšená úmrtnost a různorodé choroby jsou celkově spojeny s expozicí znečištění ovzduší, kouření cigaret a znečištění ovzduší domácností. Aerosoly AAP-CS-HAP představují heterogenní prachové částice různých chemických a fyzikálních vlastností, které se nacházejí v ovzduší. Výzkumy se však rozcházejí v tom, kolik vzdušných prachových částic různých velikostí vstupuje do buněk a orgánů. U kouření cigaret může být zatížení těla po požití tohoto stimulantu mnohem nižší, než současné předpoklady pro ohrožení zdraví člověka potenciálními toxickými látkami, které se vyskytují volně v ovzduší (FORMAN, FINCH, 2018).

Epidemiologické studie obecně ukazují robustní asociace zdravotních rizik v poměru k okolnímu polétavému prachu o velikosti 2,5 μm . Vedle zkrácení očekávané délky života, zahrnují specifické onemocnění jako je Alzheimerova choroba, ischemická choroba srdce a cévní mozková příhoda, rakovina plic a chronická obstrukční plicní choroba. (WANG et al., 2017).

V Evropě je hlavním zdrojem polétavého prachu o velikosti 2,5 μm zemědělství. Nicméně prachové částice o velikosti 2,5 μm , které jsou hlavním zdrojem polétavého prachu v zemědělství, jsou především anorganického původu a jsou obvykle považovány za méně toxické než uhlíkaté částice ze spalovacích zdrojů, jako je silniční provoz. Z důvodů rozdílné toxicity, má silniční doprava a vytápěním obytných částí největší dopad na mortalitu související se znečištěním ovzduší v Evropě. V Severní Americe jsou průmysl a výroba energie využívající fosilní paliva také důležitými zdroji prachových částic. V Africe jsou to přírodní zdroje, jako je prach z pouště a spalování biomasy (přírodní nebo umělé požáry), které přispívají do značné míry k vysokým koncentracím potenciálně toxických látek v ovzduší a tím znečištění ovzduší. V Asii je vytápění obydlí a vaření hlavními zdroji prachových částic (LELIEVELD, et al., 2015). Kromě rozdílů mezi státy a kontinenty existují silné rozdíly mezi hlavními zdroji znečišťujících látek ve stejné zemi v závislosti na místních zdrojích. Ve velkých městech je silniční doprava významným přispěvatelem k celosvětovým emisím znečišťujících látek a je také hlavním zdrojem NO_2 , který vzniká hlavně z dieselových motorových vozidel. Například v Paříži představuje silniční doprava 30% emisí polétavého prachu a téměř 60% emisí oxidů dusíku. SO_2 pochází převážně z průmyslových emisí a námořní dopravy, její přínos ke znečištění ovzduší se však v průběhu let snižuje (BOURDREL et al., 2017).

Ve studii Huanga et al., (2018) byly zkoumány dopady vlny znečišťování ovzduší na nákazové zatížení nehodových, kardiovaskulárních a respiračních úmrtí pomocí indikátoru „Years of Life Lost“ v Tianjin v Číně. Dále bylo v této práci kvantifikováno, kolik zátěže nemocnosti bylo způsobeno zvýšením denní úrovně znečištění ovzduší a kolik bylo způsobeno trvalými vysokými úrovněmi znečištění ovzduší. Tento přístup umožňuje přesnější předpovědi vlivu míry znečištění ovzduší na zatížení nemocí tím, že se rozlišuje mezi dopady izolovaných dnů s vysokou úrovní znečištění ovzduší a dny s trvalou vysokou úrovní znečištění ovzduší. Účinek denního znečištění ovzduší a vlivu trvání ovlivnily účinky spojené s různým trváním expozice znečišťování ovzduší. Nežádoucí účinky se objevily při vdechování látek z ovzduší do plic, potenciálně do plicního oběhu a následného vstupu do systémové cirkulace, což způsobilo oxidační stres, včetně zvýšení reaktivních druhů kyslíku, jako je superoxid a peroxid vodíku. Tato práce také zjistila, že trvalý účinek vysoké míry znečištění ovzduší nemohl být zcela vysvětlen samotnými prachovými částicemi o velikosti 10 μm nebo SO_2 . Vzhledem k tomu, že znečištění

ovzduší je komplexní směsí částic a plynných znečišťujících látek, mohou existovat interakce mezi znečišťujícími látkami (YU et al., 2013)

2.3 Biota

Koncentrace kontaminantů, včetně chloridů a pesticidů, se zvyšují s rozvojem měst. Zvýšení koncentrací chloridů ve vztahu k městskému rozvoji byl pozorován ve všech studijních oblastech, dokonce i v roce 2008 oblasti s teplým podnebím, kde se chemikálie používají zřídka, což naznačuje další zdroje chloridů, než je solná silice. Jedním z takovýchto zdrojů znečištění může být únik obsahu odpadních trubek a septiků, používání hnojiv a použití změkčovačů vody, bělicích a plaveckých chemikálií. Chlorid se do povrchových vod dostává různými cestami. Celková koncentrace insekticidů a herbicidů vzrostla s rozvojem měst. Rozvoj měst obecně vede k posunu druhového složení řas, bezobratlých a rybích komunit. Nejvíce konzistentní změna v jakékoliv biologické komunitě byla ztráta citlivých druhů bezobratlých a posun k druhům, které jsou tolerantnější vůči fyzikálním a chemickým stresům. (COLES et al., 2012).

3 TOXICITA VYBRANÝCH POTENCIÁLNĚ TOXICKÝCH PRVKŮ

3.1 Toxicita Cd a jeho sloučeniny

Cd je potenciálně toxický prvek, který se řadí do skupiny IIb v periodické tabulce prvků. Vyskytuje se v půdách, sedimentech, vzduchu a ve vodě. Na rozdíl od většiny kovů začalo použití Cd poměrně nedávno s rozsáhlou aplikací, která se datuje od čtyřicátých let (STOEPPLE, 1991). Dnes je jeho hlavním využitím výroba Ni-Cd baterií, pigmentů a plastových stabilizátorů. Využívání Cd ve slitinách, pájkách a v procesu galvanizování se začíná omezovat. Antropogenní zdroje Cd pro životní prostředí jsou rafinace a použití Cd k tavení Cu, Ni a spalování fosilních paliv. Přírodními zdroji Cd, kde se Cd vnáší do atmosféry je sopečná činnost, lesní požáry a větrný vzlet půdních částic. Je důležité poznamenat, že antropogenní zdroje Cd dodávají do atmosféry 3-10krát více Cd než přírodní zdroje (IRWIN et al., 1997). Dalšími zdroji znečištění životního prostředí Cd jsou fosfátová hnojiva. Ta mohou obsahovat vysoké koncentrace Cd v závislosti na původu horniny a použití kontaminovaného splaškového kalu pro obohacení půdního prostředí (THORNTON, 1992). Významná pracovní expozice Cd se vyskytuje v hutích neželezných kovů, při výrobě a zpracování Cd, jeho slitin a sloučenin a stále častěji při recyklaci elektronického odpadu. Expozice v nepracovním prostředí je především z cigaretového kouře, který obsahuje relativně vysoké koncentrace tohoto prvku; u nekuřáků, kteří nejsou vystaveni riziku nadměrné koncentrace Cd v povolání, je hlavní cesta expozice Cd strava (WAISBERG et al., 2003). Cd je silný lidský karcinogen a pracovní expozice je spojena s rakovinou plic, prostaty, pankreatu a ledvin. Vzhledem k tomu, že byla prokázána karcinogenita tohoto potenciálně toxického prvku, je Cd klasifikována jako karcinogen kategorie 1 (karcinogen člověka) Mezinárodní agenturou pro výzkum rakoviny a Národním toxikologickým programem USA (YOUSAF et al., 2017). Nedávné studie případových kontrol v Německu a Kanadě odhalily souvislost mezi karcinomem ledvinových buněk a expozicí Cd v pracovním prostředí (PESCH et al., 2000; HU et al., 2002).

3.2 Toxicita Hg a jejich sloučenin

Hg je potenciálně toxická znečišťující látka, která se uvolňuje do životního prostředí prostřednictvím přírodních a antropogenních zdrojů (PIRRONE et al., 2010). Hg je jednou

z nejnebezpečnějších kontaminantů, které mohou být přítomny ve vodním prostředí, ale jeho ekologické a toxikologické účinky jsou silně závislé na přítomných chemických látkách. Rozdělení a transformace druhů v přírodních vodních systémech jsou řízeny různými fyzikálními, chemickými a biologickými faktory. V závislosti na převažujících podmínkách prostředí mohou být anorganické druhy rtuti převedeny na mnohokrát více toxických methylovaných forem, jako je methylortuť, což je silný neurotoxin, který se snadno akumuluje vodní biotou. Metylortuť, nejnebezpečnější forma Hg, může být snadno bioakumulována a biomagnifikována v potravinových řetězcích. Bioakumulace metylortuti vede k vysoké hladině této sloučeniny u ryb a vodních živočichů. Spotřeba ryb je považována za hlavní cestu expozice Hg do lidského organismu (ULLRICH et al., 2001). Předpokládá se, že expozice Hg způsobená jinými zdroji, než v podobě konzumace ryb je omezena kvůli krátkému charakteru potravinových řetězců chovaných hospodářských zvířat. Nicméně, v oblastech hlubinných dolů a dalších místech s extrémní kontaminací Hg, se může projevit velká koncentrace Hg v plodinách a na základně zvyšování koncentrací Hg v potravinových řetězcích, mohou být zaznamenány vysoké hladiny Hg v tkáních a produktech hospodářských zvířat. Ve Wanshan Mercury Mine, která je největším dolem v Číně, je dlouhodobá důlní činnost důsledkem vysoké koncentrace Hg a následné kontaminace okolního prostředí. Zdá se, že rýžová pole zvyšuje Hg methylaci a vysoké hladiny metylortuti byly také hlášeny u rýže ve Wanshan Mercury Mine. Rýže, je považován za primární lidský zdroj expozice Hg kvůli omezené spotřebě ryb místními obyvateli. V posledních letech, kvůli povědomí o kontaminaci Hg, začali místní obyvatelé Wanshan Mercury Mine kupovat dovezené zásoby potravin. Místní plodiny se stále častěji používají ke krmení drůbeže (např. kuřat, kachen a hus) a domácích zvířat (např. prasat), aby se zvýšila ekonomická hodnota místních plodin. Teoreticky může Hg vykazovat u plodin bioakumulativní vlastnosti, následně se kumuluje v masných výrobcích. Pokud by tyto hodnoty dosahovaly vysokých koncentrací, představují riziko pro populaci, která je konzumuje (YIN et al., 2017). Jako vhodnými bioindikátory pro určení vysoké koncentrace Hg se jeví ptáci. Celkové koncentrace Hg nepředstavují rizika pro životní prostředí. Naopak měření koncentrací metylortuti u drůbeže je nezbytné kvůli vysoké toxicitě. Dřívější studie ukázaly, že > 95% metylortuti v potravinách pravděpodobně kumulují ptáci a savci, zatímco odpovídající poměr pro anorganické druhy Hg je jen asi <15%. Koncentrace rtuti a metylortuti se ukázaly jako velmi variabilní mezi různými tkáněmi

různých druhů ptáků, zatímco v orgánech se kumulují vyšší koncentrace rtuti a metylortuti ve srovnání se svaly (MORI et al., 2012).

Hg je významnou celosvětovou kontaminující látkou kvůli svým biogeochemickým vlastnostem a toxicitě, která může ovlivnit zdraví lidí a ekosystémů. Anorganická rtuť, která může být přeměněna bakteriemi na metylortuť a biomagnifikována prostřednictvím vodních a suchozemských potravinových sítí, vede k obavám o lidské zdraví. Tyto obavy panují především z konzumace ryb a rýže. Na rozdíl od jiných potenciálně toxických prvků je biogeochemická cyklizace Hg mezi atmosférou a lesním suchozemským ekosystémem obzvláště důležitá pro subtropické ekosystémy. Tato studie se setkala s vědeckým a veřejným zájmem kvůli zhoršení aktivity požárů a zvyšování uvolňování Hg a uhlíku do atmosféry zapříčiněné globálním oteplováním, které je zrychlené v severních zeměpisných šířkách a vysokou frekvencí sucha v jihozápadní Číně. Je známo, že vegetace má významný vliv na atmosférickou depozici Hg a úniku ortortuti do půdy v suchozemském ekosystému. Při organizaci podzemních vrstev půdy, nebo v materiálu z biomasy (listy, jehly, kůra, větvičky a mrtvá dřeva) se Hg v organické půdě odděluje redukovanými skupinami síry (ZHOU et al., 2016).

3.3 Toxicita Pb a jeho sloučenin

Pb je nejstarší známý potenciálně toxický prvek. Hlavní cesty expozice Pb je výskyt v pitné vodě, kouření nebo dokonce uvolňování Pb v důsledku různých průmyslových procesů, jako je tavení, recyklace baterií a průmyslové vyrábění barviv. Vzhledem k tomu, že nemá žádnou biologickou funkci, je schopen i v nízkých hladinách ovlivnit základní funkce orgánů v těle. Jeho nejvýznamnějším negativním účinkem, je mechanismus oxidativního stresu. Mechanismus oxidačního stresu je stav, kdy za pomoci antioxidantů jako je glutathion, chrání buňky před buněčným poškozením indukovaným reaktivními druhy kyslíku. Byly zdokumentovány vysoké hladiny Pb, které zvyšují množství reaktivních druhů kyslíku a snižují účinek antioxidantů (JAISHANKAR et al., 2014). Pb vykazuje svou toxicitu v podstatě nahrazením monovalentních a bivalentních iontů, jako jsou Na^+ , Ca^+ a Mg^{+2} . To narušuje metabolismus a také mění různé další procesy, jako je buněčná adheze, buněčná signalizace, apoptóza a uvolňování neurotransmiterů. Vzhledem k tomu, že Pb nemá žádnou biologickou funkci v lidském těle, neexistují žádné bezpečné koncentrace. Není potvrzeno, že malé množství Pb by nezpůsobilo nevratné škody

v lidském organismu. Podle pokynů vydávaných Centry pro kontrolu a prevenci nemocí je třeba udržovat hladinu krevního Pb nižší než 10 µg/dcl. Tato hodnota však již vede k obavám o lidské zdraví. Studie také ukázaly, že pokud je nízká hladina Pb, je ovlivněn nervový systém a jsou způsobeny změny v chování. Tyto změny se projevují zejména v kognitivních funkcích, hlavně u dětí. Kognitivní funkce jsou základním faktorem pro jejich schopnosti učit se a pro zdravé rozvíjení inteligence. Jak centrální, tak periferní nervový systém je ovlivňován množstvím Pb, což způsobuje progresivní degeneraci určitých částí mozku, které vykazují symptomy podrážděností, špatnou pozornost, bolesti hlavy, ztrátu paměti, halucinace a další příznaky. Kromě toho může také způsobit ischemickou chorobu srdeční a ovlivnit stav reprodukčních orgánů (IYER et al., 2015).

3.4 Toxicita Ni a jeho sloučenin

Ni se vyskytuje v zemské kůře a nachází se v každé složce životního prostředí, jako je voda, půda a vzduch, stejně tak jako v jídle. Ni je přechodný kov, který je považován za důležitý prvek v rostlinných tkáních a mikroorganismech, kde je složkou několika enzymů, které hrají zásadní roli při cyklování C, N a O. U zvířat existují důkazy, které naznačují důležitou roli Ni. Například dieta s nedostatkem Ni vede u savců k podvýživě (BLEWETT, LEONARD, 2017). Ni je velmi tvrdý kov, který se vyskytuje přirozeně v půdě a vulkanickém prachu. Ni se používá v kombinaci s jinými kovy za vzniku slitin používaných pro mince, šperky a k výrobě nerezové oceli. Sloučeniny Ni se používají také pro galvanické pokovování, barevnou keramiku a při výrobě baterií. Ni je šířen do atmosféry prachovým větrem, sopečnou činností, spalováním topného oleje, spalováním komunálního odpadu a druhy průmyslové činnosti, které se zabývají rafinací Ni, výrobou oceli a jinou výrobou slitin Ni. Forma Ni vyzařovaného do atmosféry závisí na zdroji. Komplexní oxidy Ni, síran Ni a kovový Ni jsou spojeny se spalováním, tavením a procesy rafinace (FAY et al., 2005). Ni je jeden z mnoha karcinogenních kovů, o kterých je známo, že jsou znečišťujícími látkami z hlediska životního a pracovního prostředí. Lékařská fakulta New York University varuje, že chronická expozice souvisí se zvýšeným rizikem rakoviny plic, kardiovaskulárních onemocnění, neurologických deficitů, vývojových deficitů v dětství a vysokého krevního tlaku (CHERVONA, ARITA, COSTA, 2012).

3.5 Toxicita Cr a jeho sloučenin

Cr je přechodný kov, který existuje v prostředí jako Cr^{III} a Cr^{VI} . Tyto přirozeně se vyskytující oxidační stavy se významně liší jejich pohyblivostí, biologickou dostupností a toxicitou. Trivalentní Cr je přítomen jako kationtový druh a je považován za nezbytný pro regulaci inzulínu a metabolismus glukózy, zatímco Cr^{VI} , který je původem z velké části antropogenní a existuje, jako aniontový je toxický a známý karcinogen, zejména při inhalaci. Limit expozice na pracovišti je pro Cr^{VI} stanoven na 0,05 mg na metr krychlový vzduchu v průměru za 8 hodin. Existují však důkazy o mutagenitě sloučenin Cr^{III} , jejich použití v doplňcích výživy bylo předmětem řady výzkumných článků (HAMILTON et al., 2018). Cr je důležitý kov používaný pro pokovování kovů, zpracování kůže, inhibici kovové koroze a pigmentovou výroby. Cr^{VI} vypouštěný z průmyslových činností, včetně galvanického pokovování, rafinace ropy, výroby slitin a výroby baterií je potenciálně toxickým prvkem. Je známo, že druhy Cr^{VI} , jako je dichromát ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$) a chromát (HCrO_4^- , CrO_4^{2-}), by mohly způsobit řadu problémů jak pro člověka, tak pro zvířata, protože by mohly tvořit biodegradabilní sloučeniny, které ovlivňují život ve vodním prostředí a způsobují vážné zdravotní problémy, jako je rakovina trávicího traktu, anémie, neurologické poškození, oběhová činnost a úmrtí (PENG et al., 2018).

V Číně, se stala jednou z nejčastěji zjištěných znečišťujících látek v podzemních vodách, kvůli nesprávným postupům při skladování a likvidaci. Cr^{VI} byl považován za nebezpečnou kontaminující látku. Z tohoto důvodu se v Číně zvedl zájem o vývoj účinných opatření k odstranění Cr z odpadních vod, které by mohly být tímto potenciálně toxickým prvkem kontaminovány (KAKALI et al., 2013). Hlavní aplikace Cr je zejména v metalurgickém průmyslu. Díky tvrdosti a odolnosti proti korozi se Cr používá k anodizování Al a jako přísada do základních nátěrových hmot pro kosmické a automobilové využití. Ve Spojených státech byl minerální krokus (PbCrO_4) používán jako žlutý pigment pro školní autobusy, protože se nerozkládá na světle a má silnou barvu. Tento trend však zaznamenal velký pokles, protože likvidace tohoto pigmentu je velice náročná. V dřevozpracujícím průmyslu se používají pesticidy obsahující Cr, jako je například CCA. Ve Velké Británii je od roku 2004 používání těchto druhů pesticidů velmi omezené. Toto rozšířené použití v zemědělství vedlo k znepokojujícímu znečištění životního prostředí. Cr je jedním ze čtyř prioritních znečišťujících látek v půdním prostředí (HAMILTON et al., 2018).

Cr je potenciálně toxický prvek, který je v šestimocné formě. Tato forma je silně oxidační, karcinogenní, hepatotoxický a neurotoxický. Účinky na zvířatech byly respirační povahy. Při výzkumu na laboratorních myších bylo pozorováno poškození plodu a nízké hmotnosti narozených mláďat. Proto bychom mohli uvažovat o šestimocném Cr jako o teratogenním prvku (GERYCH, 2006).

3.6 Toxicita Zn a jeho sloučenin

Zn se primárně uvolňuje do půdy z minerálů obsahujících oxidy, sírany, sulfidy, uhličitany, křemičitany a fosforečnany zinečnaté, které se zase uvolňují z mateřské horniny. Dalšími zdroji jsou atmosférické procesy (požáry, vulkanická aktivita), biotické procesy (rozklad, omytí z povrchu listů) a v neposlední řadě také antropogenní činnost (DEGRYSE et al., 2016). Zn je také druhý nejvíce hojný stopový prvek, který se nachází v lidském těle a je životně důležitý. Nedostatek Zn může způsobit dermatitidu, neurologické onemocnění, retardaci, poškození růstu, metabolické kostní onemocnění a imunodeficitu. Naproti tomu byly hlášeny případy otravy po požití sloučenin Zn a je prokázána toxicita nanočástic oxidu zinečnatého (FUJIHARA et al., 2017).

Hlavním faktorem ovlivňujícím distribuci Zn v půdě je pH. Tato skutečnost ovlivňuje pohyb iontů Zn. Obsah iontů, Zn v půdních roztocích dostupných pro rostliny se pětinašobně zvyšuje, při každém snížení pH o hodnotu 1. Při pH vyšším než 7,5 se dostupnost Zn pro rostliny rychle snižuje, což souvisí se změnou formy Zn v půdním roztoku. Při hodnotě pH cca. 7.7 převládá Zn^{2+} ; nad touto hodnotou $Zn(OH)^+$ a při pH nad 9-11 se neutrální $Zn(OH)^2$ stává dominantní formou v půdním roztoku. Jiné faktory ovlivňující dostupnost Zn pro rostliny zahrnují například množství jílovité složky v půdě, podíl organických složek, obsah uhličitanu vápenatého, aktivitu rhizosférových mikroorganismů, vlhkost půdy, koncentrace jiných stopových prvků, koncentrace fosforu a klimatických podmínek. První dva faktory jsou důležité, pokud jde o schopnost jílu a organických sloučenin adsorbovat ionty zinku ve výměnné formě. Vyšší podíl uhličitanu vápenatého jako alkalické sloučeniny zvýší pH půdy. Metabolity mikroorganismů spolu s kořenovými exsudáty pomáhají rozdělit rodičovskou horninu, a tím urychlit proces uvolňování přístupných forem zinku do půdního roztoku. Pokud hovoříme o vlivu dalších stopových prvků, pak vyšší koncentrace Fe a Mn v periodicky zaplavovaných oblastech, brání rostlinám absorbovat ionty Zn. Fosfor má také negativní vliv na absorpci a asimilaci

forem zinku rostlinou. Když je v půdě přebytek fosforu, kolonizace kořenů rostliny je potlačena arbuskulární mykorhizou, která podporuje absorpci zinkových iontů za netoxických podmínek. Navíc vlivem nadměrného hnojení některými fosfátovými hnojivy vzrůstá pH půdy a začínají se vytvářet nerozpustné sloučeniny zinečnatých fosfátů, jako je $\text{Zn}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ (CAO et al., 2009).

3.7 Toxicita Fe a jeho sloučenin

Fe je lesklý, tvárný, stříbřitě šedý kov (skupina VIII periodické tabulky). Je známo, že existuje ve čtyřech odlišných krystalických formách. Fe je náchylné ke korozi na vlhkém vzduchu, nikoliv však ve vzduchu suchém. Snadno se rozpouští ve zředěných kyselinách. Fe je chemicky aktivní a tvoří dvě hlavní série chemických sloučenin, dvojmocné Fe^{II} nebo železnaté sloučeniny a sloučeniny trojmocného Fe^{III} nebo sloučeniny železité. Fe je desátý nejhojnější prvek ve vesmíru a nejhojnější prvek, který tvoří Zemi. Většina tohoto Fe se nachází v různých oxidech železa, jako jsou minerály hematit a magnetit. Předpokládá se, že zemské jádro se skládá převážně z kovové slitiny Fe a Ni (*Iron-fe*, 2018). Fe je nepostradatelným prvkem pro všechny živé organismy, protože je nezbytné pro funkci bílkovin a enzymů zapojených do klíčových metabolických rolí (LEITH et al., 2017). Fe je všudypřítomné ve složkách životního prostředí a v biologických procesech. Studie o působení Fe v biologických procesech, se zaměřují na fyziologii a homeostázu. Tedy na porozumění tomu, jak buňky a organismy regulují obsah Fe, jak různorodé tkáně organizují přidělení Fe a jak disregulovaná homeostáza Fe vede ke společným hematologickým, metabolickým a neurodegenerativním onemocněním. To poskytlo nové poznatky o regulaci genů a odhalilo pozoruhodné vazby na imunitní systém. Fe je totiž nezbytné pro přežití a růst mikroorganismů a nádorových buněk (HENTZE et al., 2004). Za normálních okolností je celkové tělesné Fe u dospělého člověka přibližně 4 g. Toto Fe je distribuováno v červených krvinkách (1800 mg) v játrech (1000 mg), retikuloendoteliálním systému (600 mg), v kostní dřeni (300 mg) a (400 mg) dalších buňkách a tkáních (LEITH et al., 2017). Pro lidské tělo je nadbytek Fe vážný problém, protože, tělo nedisponuje jakýmkoliv mechanismem pro odstraňování přebytečného Fe z těla (HENTZE et al., 2004).

4 BIOMONITORING BEZOBRATLÝCH ŽIVOČICHŮ V PRŮMYSL OVÝCH OBLASTECH

Hmyz je důležitou složkou ekosystémů a může být použit k monitorování znečištění potenciálně toxických prvků, kvůli jejich široké existenci v prostředí (HSU et al., 2006).

Vysoká citlivost hmyzu na některé toxické látky a možnost biologického monitorování kontaminantů životního prostředí na hmyzu jsou vhodné vlastnosti, které se v ekotoxikologii uplatňují. Další studie uvádějí, že případné využití hmyzu, jakožto potenciálního akumulátoru potenciálně toxických látek, může vést k vývoji citlivých, nízkonákladových testů a monitorovacích přístupů k posouzení pravděpodobných účinků chemické kontaminace v životním prostředí (WALTON, 1989). Účelem modelů bioakumulace, které se používají při hodnocení ekologických rizik, je typická predikace koncentrací tkání různých analytů u druhů s nižší trofickou úrovní. Modelové předpovědi lze pak použít k odhadu příjmu potravy vyššími druhy trofické úrovně, jako jsou dravci (FORDHAM et al., 1999).

Schopnost organismů přežít a obývat silně znečištěné oblasti zahrnuje jakýsi druh kompromisu. Volba tohoto kompromisu vyžaduje většinou velký výdaj energie. Tato energie je vyžadována především na procesy „sebeobrany“, místo využití k růstu, nebo k reprodukci. Tato „sebeobrana“ má také specifické znaky, kterým živočichové disponují jako je menší velikost, nižší plodnost a také menší schopnost odolávat ostatním vnějším negativním faktorům jako je například nedostatek potravy. Změny v organismu živočichů, které minimalizují negativní účinky znečišťujících látek, jsou pro jednotlivce přínosné, a mohou být založeny na fenotypové plasticitě nebo jiných formách „dědičnosti“. Pokud živočichové obývají znečištěné území krátkodobě, dochází k přirozenému výběru. Samozřejmě, že genetická adaptace je dlouhodobý proces trvající několik stovek let. Proto by se na změny v případě antropogenních polutantů mělo pohlížet jako na změny krátkodobé a reverzibilní (ANDĚL, 2011).

Ravnokřídlý hmyz je ekologicky významná skupina hmyzu, protože pro mnoho zvířat představuje hlavní zdroj bílkovin, a proto jakákoli změna jejich populační dynamiky může mít negativní účinky na ekosystém. Je zřejmé, že kobyly zaujímají v terestriálním potravinovém řetězci kritickou pozici, takže změna struktury populace ravnokřídlého hmyzu způsobená potenciálními toxickými látkami může přímo ovlivnit celý ekosystém

Ve studii MALAKARA et al. (2009) byly hodnoceny účinky Hg^{2+} na vývojové období různých instarů společného druhu *Oxya fuscovittata*. Čerstvě vylíhnuté nymfy byly krmeny potravinami ošetřenými třemi koncentracemi HgCl_2 až do stavu pohlavní dospělosti. Experiment byl proveden po dobu dvou po sobě jdoucích generací (F1 a F2), testovaných stejným způsobem pro stejné proměnné, aby bylo zjištěno, zda v poslední generaci existují další nepříznivé vlivy. Jelikož koncentrace HgCl_2 v potravinách rostly, celkový čas chovu se pro každý instar významně zvýšil, zatímco přežití, tělesná hmotnost dospělých a délka života dospělých výrazně poklesly. Výsledky generace F2 téměř vždy vykazovaly závažnější účinky stejných koncentrací než generace F1. Proto zde byly prokázány generativní a bioakumulační účinky v tkáních rovnokřídlého hmyzu.

Studie ZHOU et al., (2016) se zaměřila na lokalitu Chongqing, která je důležitou průmyslovou oblastí v jihozápadní Číně, která se vyznačuje velkou spotřebou uhlí. Následkem toho byly každoroční emise Hg překračovány, kvůli tepelným elektrárnám, kde je jako hlavní topivo využíváno právě uhlí. V lednu 2015 byly zřízeny tři vzorkovací pozemky o rozměrech 10×10 m. Na každém z pozemků byl vystavěn ochranný pás asi 100 m. Všechny pozemky byly zcela ploché, se svahem méně než 10° . Vzorky drceného organického materiálu a minerální půdy byly odebrány ze čtverců o rozměrech $20 \text{ cm} \times 20 \text{ cm}$ a přepravovány v polyethylenových vzduchotěsných sáčcích. Organický materiál zahrnoval směs listů a jehlic a malých větviček, organické půdní vrstvy (O horizont). Vzorky v profilu hlubinných minerálních půd byly odebrány z horní vrstvy do hloubky 40 cm. V této studii byly pozorovány koncentrace Hg na třech druzích hmyzu (cikáda, tesařík a chrobák). Koncentrace Hg u chrobáka vykazovala nejvyšší hodnoty s průměrem $1983 \pm 446 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. Tyto hodnoty byly u samic vyšší než u samců, ale bez významného rozdílu ($P > 0,05$). Nejnižší akumulace Hg byla naměřena u tesaříka ($7 \pm 5 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$). Pro cikádu byla průměrná koncentrace Hg $49 \pm 38 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$. ZHOU et al., (2016) uvádějí, že koncentrace Hg v samici cikád byla obvykle vyšší než u samců. Tento fakt je zapříčiněn velkou tělesnou hmotností samčí cikády a tím i více zředěné koncentrace Hg.

Několik dalších výzkumů studovalo více než deset druhů hmyzu, které byly shromážděny z kontaminovaných travních porostů v Huludau City v severní Číně a zjistili, že koncentrace rtuti u všech druhů hmyzu překročily $100 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ a liší se od stravovacích návyků, což je v souladu s pozorováním v průmyslové oblasti Chongqing (ZHANG et al., 2010).

Ve studii autora MICHAELA O. GAYLORA et al. (2012) byl využit synantropní druh rovnokřídlého hmyzu, tedy *Acheta domestica*. Tento druh byl vybrán pro posouzení možnosti využití rovnokřídlého hmyzu k bioakumulaci perzistentních organických znečišťujících látek. Ty se do životního prostředí dostávají díky hydrofobním plastům. Výsledky zaznamenaly velké množství shromážděných PBDEs v tkáních *Acheta domestica*. Tito jedinci nevykazovali žádné známky zhoršení zdravotního stavu, a také nebyly zaznamenány významné úbytky jedinců.

V další studii byli také využiti jedinci *Acheta domesticana* účinky benz (g) isochinolin-5, 10dionem a dalších chemických látek. Tyto chemické látky byly implementovány do různých vývojových stádií *Acheta domestica*. V embryonálním stádiu byla prokázána citlivost teratogenních účinků těchto chemických látek (WALTON, 1989).

CRISTOL et al. (2008) studoval druhy hmyzu *Orthoptera* a *Lepidoptera* v horských lokalitách Virginie. Tato studie dokázala, že průměrné koncentrace Hg byly dramaticky vyšší ($> 310 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$) na kontaminovaných lokalitách horských oblastí. A také vykazovaly relativně nižší koncentraci referenčních míst Hg.

CRAWFORD et al. (1996) se ve své studii opírá o znalost akumulace a účinků Cu a Cd v různých funkčních skupinách terestrických druhů bezobratlých živočichů, což je zásadní pro pochopení dynamiky těchto kovů v přírodních ekosystémech. Bezobratlí živočichové jsou dle CRAWFORDA et al. (1996) vhodnými, zejména pro svou trofickou specializaci. Jejich trofické mechanismy s krmnými návyky uvnitř trofické sítě, kde jsou vystaveni potenciálně toxickým prvkům v různých koncentracích, se jeví jako výhodnými pro tuto studii. Tato studie se zaměřila na plné porozumění dopadů zvýšené koncentrace potenciálně toxických prvků v ekosystémech, prostřednictvím těchto živočichů. Tato studie zkoumala koncentrace Cu a Cd na zástupcích rovnokřídlého hmyzu - sarančatech stěhovavých (*Locusta moratoria*). Pro tento druh rovnokřídlého hmyzu se využila kukuřice setá (*Zea mays*), která byla kontaminována těmito dvěma potenciálně toxickými prvky. Výhodou saranče stěhovavé (*Locusta moratoria*), je velikost tohoto druhu. Díky své velikosti je snadné udržovat a chovat zástupce tohoto druhu v laboratoři. Jeho oligofágní trofická specializace je znakem vhodného biomonitoru pro porovnání dynamiky potenciálně toxických prvků u různých druhů trávy. Předběžná analýza rozptylu nevykázala žádný významný rozdíl mezi pohlavím studovaného druhu. Experimentální

koncentrace Cu a Cd použité v tomto experimentu jsou pravděpodobně vyšší než ty, které se přirozeně vyskytují v nebo na vegetaci uvnitř znečištěných oblastí. Zajímavým aspektem výsledků je vysoká míra asimilační účinnosti Cu (30-40%) a Cd (20-30%), čísla, která jsou vyšší než pro většinou býložravého hmyzu. Poskytují tak dobrý test schopnosti hmyzu řešit tyto stopové kovy. CRAWFORD et al. (1996) závěrem poukazuje na významné rozdíly ve schopnosti rovnokřídlého hmyzu regulovat Cu a Cd. Cu byla úspěšně regulována, zatímco Cd se kumulovalo v tkáních ve vysokých koncentracích až k toxickým účinkům na daném organismu. CRAWFORD et al. (1996) zdůrazňuje, že je za potřebí další výzkum pro určení nejnižší možné regulované koncentrace daného prvku.

Použitím podobného modelového systému ve studii CRAWFORDA et al. (1990) se ukázalo, že krmení mšicemi, tedy kontrastní skupinou bylino žravého hmyzu zpomalila příjem Cu a Cd hostitelskou rostlinou. Mšice maková (*Aphis fabae*) využívala jako zdroj potravy kontaminované rostliny Cu a Cd. Výsledky prokázaly, že se u tohoto druhu živočicha neakumulovala Cu v rámci živočišných tkáních. Naopak Cd bylo akumulováno velice dobře. Mšice maková (*Aphis fabae*) vylučovaly významné hladiny Cu, ale nikoliv Cd, to bylo akumulováno.

V práci LINDQVIST et BLOCK (1994) byly zkoumány nymfy saranče zelené (*Omocestus viridulus*), které byly chovány na listech trávy obsahujících známé množství Cd a Zn. Po dosažení pohlavní dospělosti zvířat se obsah těchto potenciálně toxických prvků měřil v tkáních těchto jedinců a v exkrementech, které byly produkovány v rámci experimentu. Po 15 dnech chovu zůstalo v rovnokřídlém hmyzu přibližně 50% požitého Zn, ale pouze 10% požitého Cd. Vzhledem k tomu, že množství Cd v rovnokřídlých nymfách klesalo s časem, zatímco výskyt exoskeletu byl konstantní, obsah exoskeletu představoval větší část celkového obsahu Cd s rostoucím časem mezi krmením Cd. Pro Zn nebyl takový trend zaznamenán (LINDQVIST, BLOCK, 1994).

V laboratorních experimentech však v minulosti nedošlo k prokázání bioakumulace Cd v tkáních rovnokřídlého hmyzu. V práci Huntera bylo však zjištěno, že sedminásobné zvýšení koncentrace Cd ve vegetaci vede k ekvivalentu desetinásobnému zvýšení celkové koncentrace v tkáních rovnokřídlého hmyzu. Nicméně koncentrace Cd byly ve srovnání s jinými býložravými bezobratlými na místě rafinace Hg mnohem nižší a výrazně nižší než hodnoty hlášené u býložravých bezobratlých shromážděných v opuštěném místě s důlními

doly s podobnými koncentracemi Cd ve vegetaci. To může znamenat určitý stupeň kontroly nad příjmem Cd rovnokřídlým hmyzem na místě rafinace Hg. Vysoké koncentrace Cd, které se vyskytují u nymf druhého instaru rovnokřídlého hmyzu, mohou vyplývat z přenosu Cd na vejce u gravidních samic nebo z rychlé akumulace Cd při vylihnutí - kvůli nedostatku účinných kontrolních mechanismů v nymfách prvního instaru. Postupné snižování koncentrace Cd v následných instarech nymf může vzniknout ztrátami Cd obsaženými v integrálním nebo růstovým ředěním (HELIÖVAARA et VÄISÄNEN, 2018).

Laboratorní a terénní studie týkající se bioakumulace v tkáních rovnokřídlého hmyzu jsou také využívány k vyšetření toxicity a bioakumulace PCB. Je tomu tak i ve studii PAINA (1993), který zkoumal možnosti bioakumulace v tkáních cvrčků domácích vystavených kontaminované půdě. Cvrčci domácí (*Acheta domestica*) byli vystaveni 14denní laboratorní půdní bioanalýze. Průměrná celková koncentrace PCB v exponovaných cvrčcích byly 11, 48, 92, 149 a 144 ppm, pro koncentraci půdních testů 100, 250, 500, 1000 a 2000 ppm. Koncentrace celého těla okolo 150 ppm se zdá být jako prahová koncentrace, nad kterou bude pozorována akutní mortalita. Cvrčci domácí (*Acheta domestica*) byli umístěni v pastech na skládce kontaminované PCB. Přestože se jedná o rychlé vychytávání PCB, koncentrace celého těla zůstala značně pod úrovní, která by měla způsobit akutní úmrtnost. Další druh *Gryllus pennsylvanicus* byl zkoumán s použitím pasti na kontaminované skládce PCB. Na referenčních plochách i na kontaminovaném místě, nebyly pozorovány žádné nepříznivé účinky na hojnost, ani úspěšnost odchytu v pastích. Tyto údaje naznačují, že PCB v půdě se může rychle dostat do epigeické fauny, ale že pravděpodobnost získání dostatečného tělesného množství zátěže způsobující akutní úmrtnost je nízká.

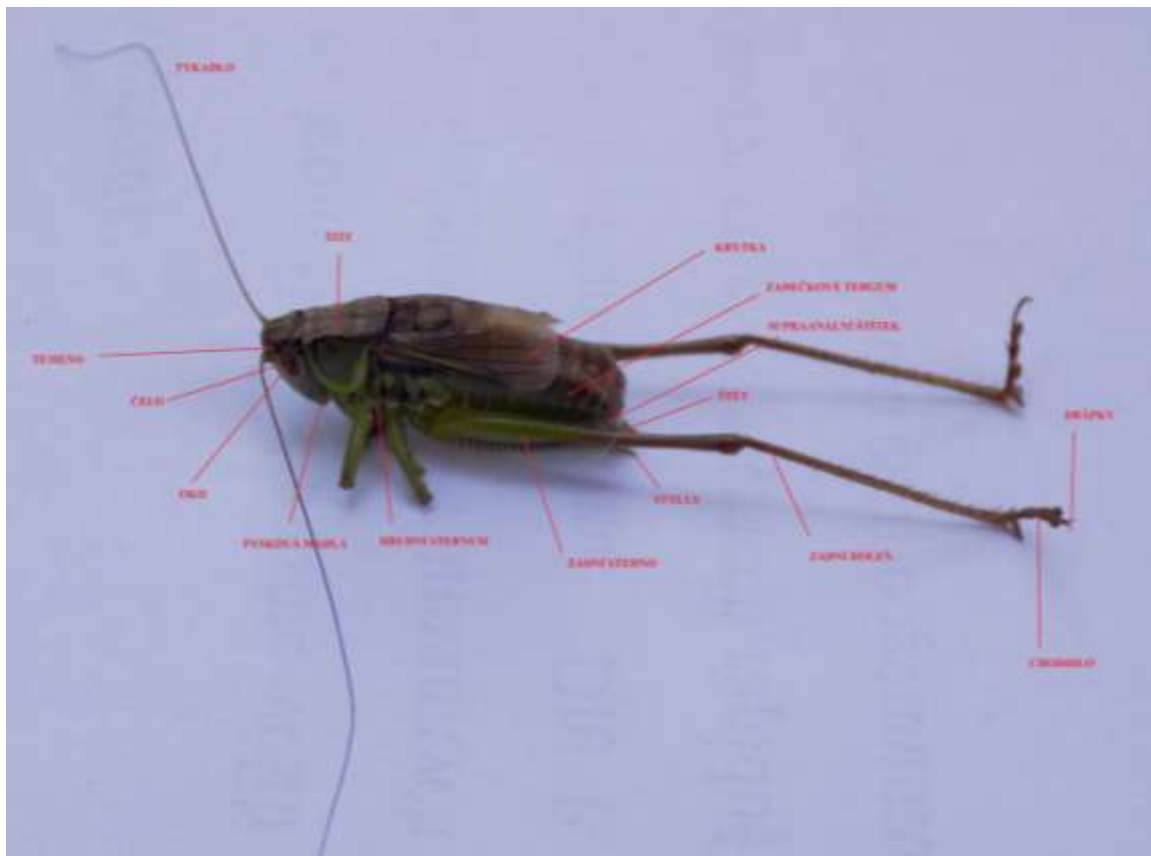
5 ROVNOKŘÍDLÝ HMYZ JAKO MODELOVÁ BIOINDIKAČNÍ SKUPINA

5.1 Biologie a ekologie rovnokřídlého hmyzu

Rovnokřídlý hmyz má více než 30 rodů a 26 000 druhů. Rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) se jeví jako dobře prozkoumaná skupina živočichů. Je to dáno zejména jejich velikostí a nápadností. Nejdůležitějšími a nejobsáhlejšími druhy rovnokřídlých jsou cvrčci, sarančata a kobylky. Česká republika disponuje 96 druhy rovnokřídlého hmyzu, jde o malé číslo v porovnání s tím, že se na celém světě, vyskytuje okolo 26 000 druhů tohoto nápadného hmyzu. Rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) se dělí na 2 podřády:

- *Ensifera* - kobylky
- *Caelifera* - sarančata

Ensifera je podřád, který se vyznačuje dlouhými tykadly, které jsou delší než tělo, pokud jsou kratší, jedná se o hrabavé druhy. Stridulační orgán je umístěn na bázních krytek, zpravidla jen u samců, tympanální orgány se nacházejí poblíž báze předních holení. Jedinci mají dlouhé, šavlovitě prohnuté nebo rovné kladélko, jen u krtonožkovitých (*Gryllotalpa*) chybí. Sarančata (*Caelifera*) mají naopak tykadla krátká, ne delší než hlava a štít. Stridulace vzniká třením stridulačních trnů na vnitřní straně stehen o žilky na krytkách. Po stranách prvního zadečkového článku se nacházejí tympanální orgány (viz Obrázek 1). Jedná se o středně velký, až velký hmyz se zadními nohama, uzpůsobenými pro skoky (salatace). Složené oči jsou dobře vyvinuté, tykadla jsou podlouhlá a velmi segmentovaná. Přední křídla tvoří úzké, kožovité tegmina, zadní křídla jsou široká, s četnými podélnými a křížovými žilkami, skládanými pod tegminou. Samice má dobře vyvinuté kladélko. Tvarem těla jsou rovnokřídlí velice rozmanití (oválný, stranově zploštělé, dorzoventrálně zploštělé) (KOČÁREK et al., 2013).



Obrázek 1 Stavba těla rovnokřídlého hmyzu (*Metrioptera roeselii*) (Foto: autor)

Zvuky produkované rovnokřídlým hmyzem jsou velmi rozmanité. Díky této vlastnosti jsou rovnokřídlí čteně studováni. Někteří rovnokřídlí stridulují většinou v noci (např. *Acheta domestica*), jiní stridulují většinou během dne (např. *Ensifera*), zatímco jiní stridulují jak ve dne, tak v noci (některé druhy *Grylloidea*). Zvuky produkované rovnokřídlým hmyzem pokrývají širokou škálu slyšitelných kmitočtů a zasahují do ultrazvukové oblasti. Struktura písní rovnokřídlého hmyzu je také velmi různorodá. Délka skladby se pohybuje v rozmezí od 1 ms až po trvající tóny trvající minuty. Frekvenční obsah se pohybuje od 1kHz do 100kHz. Větší samčí druhy rovnokřídlého hmyzu vytvářejí hlasitější stridulační zvuky, které obsahují nižší frekvence. Akustická signalizace udává, že rovnokřídlý hmyz je schopný rychle cestovat na dlouhé vzdálenosti, snadno se nachází a může být detekován kdykoli během dne. Tyto vlastnosti jsou ideální pro komunikaci s potenciálními partnery a možnými samčími soupeři, ale je také pravděpodobné, že znemožní jejich detekci nepřátelům. Samice blížící se k samci, také produkují hluk a vibrace. Tento jev je také nevýhodným, protože jsou lépe detekováni potenciálními predátory (BALENGER, 2015).

Kobylky a sarančata jsou pravděpodobně omnivorní. Rovnokřídlý hmyz také silně ovlivňuje cykly a hojnost N v ekosystémech, kde se nacházejí travní porosty. Je to zapříčiněno mnoha důvody. Kobylky nejsou efektivními digestoři. Neprodukují velké množství exkrementů, které mají jemně zrnitou strukturu, na rozdíl od exkrementů býložravců. Jeden z důvodů je také to, že rovnokřídlý hmyz žije poměrně krátkou dobu, takže živiny v jejich těle jsou rychle recyklovány, ve srovnání s některými druhy savců. Rovnokřídlý hmyz se hojně vyskytuje na velkém množství stanovišť a mohou konzumovat a tím snižovat velké podíly vegetace v bylinných přírodních ekosystémech, zejména v sezónně teplých polosuchých bylinných ekosystémů s krátkou vegetací. Ve vlhkých travních ekosystémech rovnokřídlý hmyz snižuje množství vegetace méně, protože vyšší rostliny mohou být méně kvalitní zdroj potravy (hrubší a méně výživné) a mohou stínit hmyzu, takže doba krmení je snížena kvůli chladnějším podmínkám. Četné experimenty a monitoring rovnokřídlého hmyzu vede k závěru, že v ekosystému pastvin ovlivňují rovnokřídlí funkci ekosystémů (cykly živin a primární produkce) různými způsoby. Experimenty prováděné po mnoho let na dvou lokalitách (21 a 15 let) se stejnými druhy rovnokřídlých a rostlinných druhů prokázaly, že rovnokřídlí zvyšují dostupnost dusíku (N). Rovnokřídlý hmyz, následně zvyšuje roční rostlinnou produkci na jednom místě, a sníží N a následně roční rostlinnou produkci na místě druhém. Ve srovnání s těmito dvěma lokalitami se počet N zvýšil v průměru o 8% až na 21,6% a výsledná hodnota roční rostlinné produkce vzrostla v průměru o 18,6% až na 33,3%. Rovnokřídlí zvyšují N a roční rostlinnou produkci přednostně krmením, na pomalejších rozkladných rostlinách. Naopak snižují N konzumací rychleji se rozkládajících rostlin. Sledováním 20 náhodných lokalit v této studii bylo zjištěno, že kobylky konzistentně zvyšovaly N a roční rostlinnou produkci ve třech letech u 40 % lokalit. Konzistentně se snížilo N a roční rostlinná produkce na 35% lokalit. U 25 % lokalit jsou zaznamenány případy, kdy se v některém časovém období zvýšil a následně snížil N a následně roční rostlinná produkce. Proto je zde dokázána závislost rovnokřídlého hmyzu a travních ekosystémů. (BELOVSKÝ et SLADE, 2018).

5.2 Bioindikační význam

Rovnokřídlý hmyz vykazuje známky dobré modelové skupiny organismů ke studiu vlivů změn životního prostředí na pastvinách. Konektivita, velikost habitatů a kvalita biotopů

jsou obvykle považovány za hlavní hnací síly biodiverzity v roztržité krajině. Kvalita biotopů rovnokřídlého hmyzu je dána komplexní a často vzájemně propojenou kombinací vegetační struktury a mikroklimatem. Jak vegetační struktura, tak mikroklima jsou silně závislé na využití půdy. Zatímco byly opakovaně ověřovány negativní dopady intenzifikace trávníků na rovnokřídlé, byla věnována menší pozornost účinkům opuštění travních porostů rovnokřídlými, což je však druhý nejdůležitější negativní vliv na ekosystém. Kvalita biotopů je dána komplexní a často vzájemně propojenou kombinací vegetační struktury a mikroklimatem (LÖFFLER et FARTMANN, 2017)

Laboratorní analýza, která proběhla v rámci mé bakalářské práce, ukázala zvýšené koncentrace pouze Cr z několika vybraných potenciálně toxických prvků. Tato informace nám může vnuknout myšlenku, že rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) je vhodným bioakumulátorem pro tento potenciálně toxický prvek. Tato domněnka samozřejmě zahrnuje několik faktorů. Jedním z těchto faktorů je úloha Cr v životě jakéhokoliv živočicha. V malých koncentracích se Cr uvádí jako esenciální prvek. Cr v trojmocné formě hraje důležitou funkci v metabolismu inzulínu. Proto se v tělech živých organismů vyskytuje v určitém množství. Rovnokřídlý hmyz zahrnuje jak druhy zoofágní, tak fytofágní. Proto bychom mohli předpokládat, že Cr by se u fytofágních druhů mohl kumulovat z rostlinné potravy. Rostlinná potrava, se jakožto první stupeň potravního řetězce druhů nejen fytofágních, ale i zoofágních - dravých druhů rovnokřídlého hmyzu mohla stát zdrojem tohoto potenciálně toxického prvku. U zoofágních - dravých druhů by se jednalo o model, kdy se rostlina stala potravou fytofágního druhu rovnokřídlého hmyzu a ten by se stal potravou zoofágního - dravého druhu rovnokřídlého hmyzu. Cr by se samozřejmě kumuloval exponenciálně po pomyslné potravinové křivce, která by stoupala s třídou predátora. Na konci by tedy byl konečný predátor, který by dosahoval největší akumulace Cr. Tento model by mohl fungovat jen v případě, že by se Cr vyskytoval v půdě v jiné formě. Forma, kterou Cr disponuje, když se dostává do kořenů rostlin. Odtud se obtížně hromadí v lodyze a listech rostlin, proto je rostlinstvo nevhodným zdrojem Cr. Cr se tedy neakumuluje na žádném biologickém stupni z půdy na rostliny a z rostlin na živočichy (GERYCH, 2006).

6 CHARAKTERISTIKA PŘÍRODNÍCH POMĚŘŮ ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

Zájmová území se nachází v Moravskoslezském kraji. Několik těchto zájmových území se nachází ve městě Ostrava a v jeho bezprostředním okolí (viz Mapa 1).



Mapa 1 Lokalizace zájmového území (Národní geoportál, ©2018)

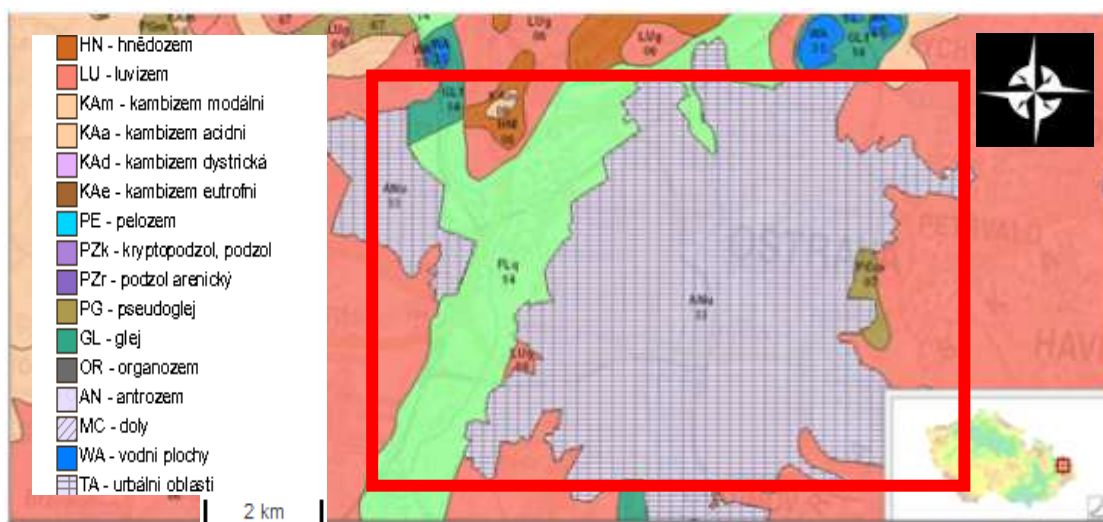
6.1 Geomorfologické, geologické a půdní poměry

Ostrava leží na území české části hornoslezské pánve. Hornoslezská pánev má více jak 7000 km² a z toho zabírá 1550 km² česká část této pánve. Ostravské souvrství má velice pestrý litografický charakter. Tato skutečnost je dána variabilitou sedimentačního prostředí. Mapa 2 je podkladem pro určení dominantních geologických celků. V zájmovém území převládají břidlice, pískovce vápence, písky, jíly, uhelné sloje a štěrky (MARTINEC, 2009).



Mapa 2 Geologická mapa zájmového území(Národní geoportál, ©2018)

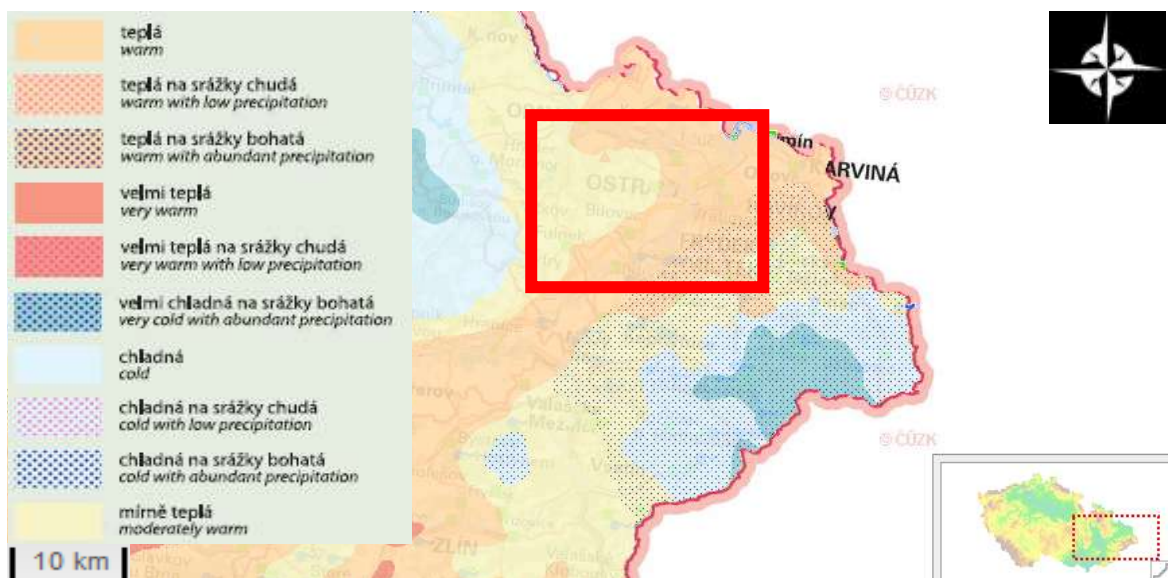
Jak je vidět (viz Mapa 3), jsou na území Ostravy nejhojnější urbánní oblasti a antropozemě, poté se zde vyskytují fluvizemě, hnědozemě, aridní kambizemě, modální kambizemě, glejové půdy a luvizemě.



Mapa 3 Půdní mapa zájmového území (Národní geoportál, ©2018)

6.2 Klimatické a hydrologické poměry

Mapa 4 ukazuje klimatické poměry zájmové území. Jak je možno vidět zájmové území spadá do oblasti teplé, teplé na srážky bohaté a mírně teplé. Léta jsou zde přiměřené až dlouhá. Zimy naopak přiměřeně dlouhé až krátké.



Mapa 4 Klimatická mapa zájmové oblasti (Národní geoportál, ©2018)

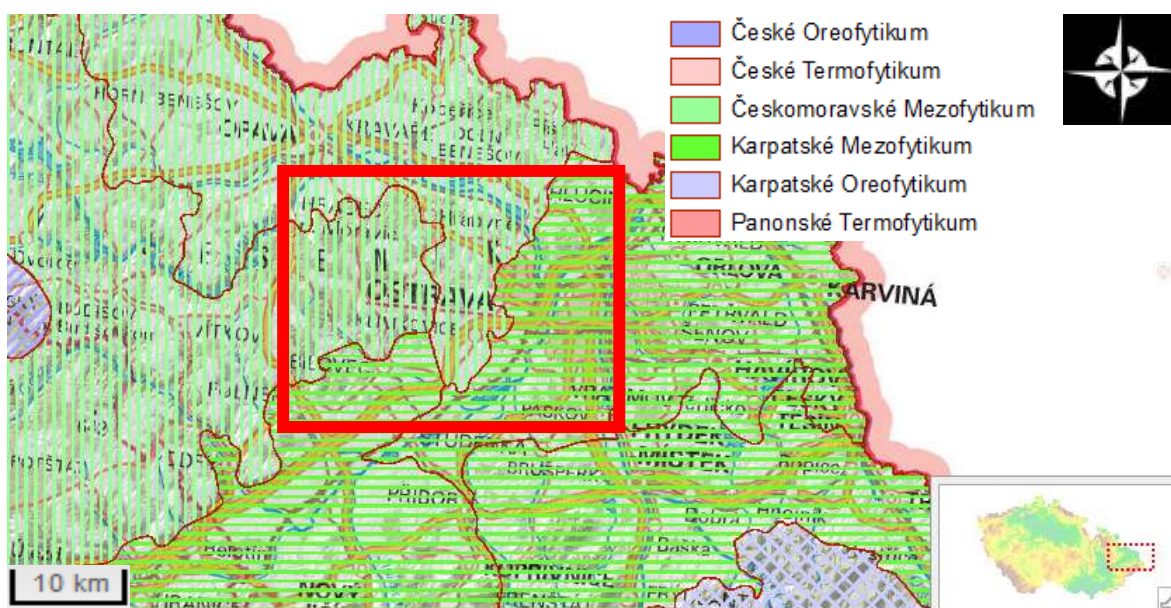
Zájmové území je protřato nivami řek Ostravice, Opavy, Lučiny a Odry. Meandrující charakter zájmového území byl značně pozměněn díky napřimování toků, které se v minulosti odehrálo. Toto napřimování se výrazně podepsalo při povodních v roce 1997. Bažiny, které se vytvořily v nivách řek, se staly vhodnými místy pro zakládání rybníků. Největším rybníkem zájmového území je Heřmanický rybník. Tento rybník zasahuje do evropské významné ptačí oblasti. K rekreačním účelům se využívají také velké vodní plochy, které vznikly zatopením opuštěných ložisek šterkopísku. Mapa 1 znázorňuje hydrologickou mapu zájmového území.



Mapa 5 Hydrologická mapa zájmového území (Národní geoportál, ©2018)

6.3 Vegetační poměry

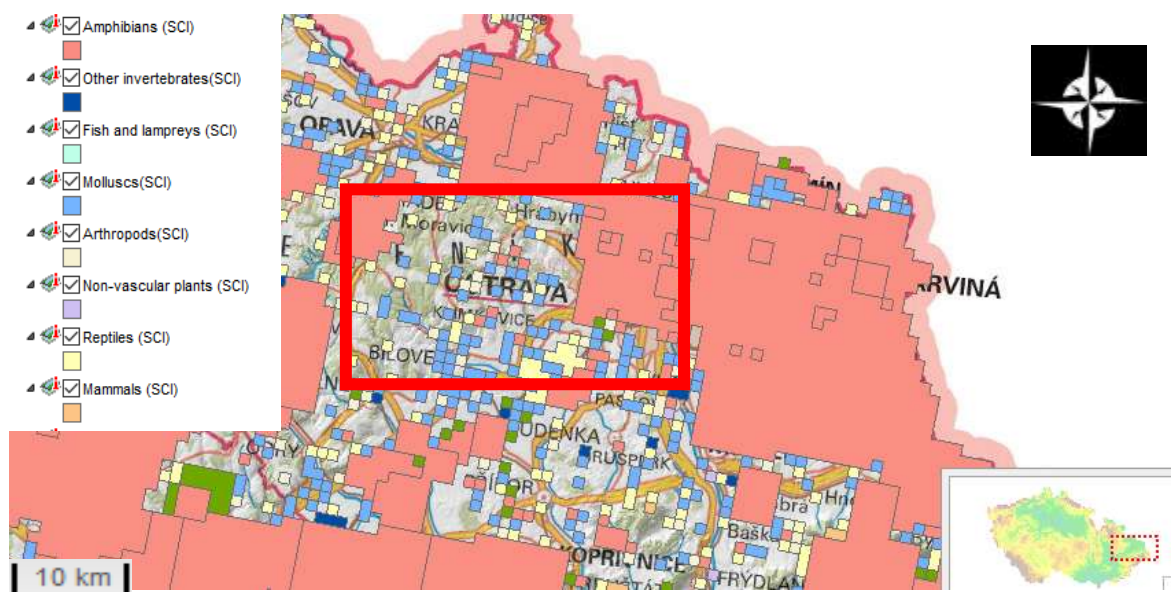
V zájmovém území se nachází moře lesů, které bylo segmentováno do menších porostů. Zájmové území disponuje 10 % pokryvnosti lesů. V nivách řek se vyskytují plochy luk a pastvin. Na těchto plochách se nacházejí rozptýlené rostoucí stromy a keře. V zájmovém území se nachází 28 chráněných památných stromů. Mapa 6 ukazuje fytogeografické rozdělení zájmového území, dle tohoto členění náleží zájmové území jak do Českomoravského Mezofytika a Karpatského Mezofytika. Mezofytikum je přechodem mezi teplomilnou a chladnomilnou květenou, převládá zde odpadový listnatý les.



Mapa 6 Fytogeografické členění zájmového území(Národní geoportál, ©2018)

6.4 Faunistické poměry

Mapa 7 ukazuje rozložení živočišných druhů v zájmovém území. Vyskytují se zde měkkýši, obojživelníci, členovci a hmyz.



Mapa 7 Mapa rozložení druhů v zájmovém území (Národní geoportál, ©2018)

6.5 Znečištění na území Ostravy

Ostrava je město, které disponuje zhoršenou kvalitou ovzduší, zapříčiněné spalováním tuhých paliv a odpadu a dopravou. Ostrava je dokonce jedno z nejznečištěnějších měst v Evropě. Je to důsledek těžkého průmyslu, zpracování uhlí a spalování odpadů v domácnostech. Znečištění se v Ostravě datuje již do roku 1842, kdy bylo spuštěno koksování, výroba železa a výroba chemikálií spolu s těžbou uhlí a výrobou elektrické energie. Tyto antropogenní zdroje se nacházely v oblasti Karolina. Koksování se zde udrželo až do roku 1985. Po tomto roce se areál oblasti Dolních Vítkovic stala místem rozpadlých a nevyužitých budov, které se staly starou ekologickou zátěží, která devalvovala centrum Ostravy. S rozsáhlou dekontaminací lokality v roce 1996 se celý prostor podrobil sanaci.

Rozvoj průmyslu a činnosti, které souvisí s karbonizací černého uhlí, se nejvíce podepsaly na zvýšené kontaminaci půdního prostředí a podzemních vod Ostravy. Tato kontaminace měla neblahý vliv i na lidský organismus, protože většina sloučenin vykazovalo karcinogenní účinky, nebo byla zdrojem pálení pokožky a poškození centrální nervové soustavy. Ve vodním prostředí dominovala koncentrace polycyklických aromatických uhlovodíků, motorové nafty, aromatických uhlovodíků, parafinového oleje a také znečištění Hg, As a kyanidovými ionty. Kontaminace nenasycených i nasycených zón

přisuzujeme dehtovým látkám, které jsou celosvětovým problémem v řadě průmyslových měst.

V Ostravě vykazují parkové půdy zvýšenou koncentraci potenciálně toxických prvků. Ostravské parkové půdy, byly ve všech vzorcích půdy znečištěné Cd. Zn bylo ohroženo 96 0 vzorků, Cu 89 % vzorků, As 68 % a Pb 60 %. Zemědělské půdy v Ostravě vykazovaly zvýšenou koncentraci rizikového prvku Cd u 28 % vzorků, Zn 35 % vzorků a Cu u 9% vzorků, dle nařízení vlády č. 13/1994 Sb. Vzorky byly odebrány ze všech hloubek na otevřených plochách a místech a také pod korunami stromů. Vzorky byly následně podrobeny t-testu, který srovnává koncentrace potenciálně toxických prvků. Obsah As byl dle t-testu 9,09 %, koncentrace Ag 3,99 %, koncentrace Co 8,88 %, koncentrace Pb 2,85 %, koncentrace Se 2,54 %, koncentrace Zn 3,61 %, koncentrace Cr 3,32 % a koncentrace Mn 6,59 %. V půdách se koncentrace znečištění dlouhodobě ukládá, proto se v heterogenních oblastech setkáváme s vyšší koncentrací půdy, protože je to podmíněno vyšším počtem zdrojů znečištění. Na území města Ostravy dominovaly prvky Cd, Zn, Cr a Mn. Maximální koncentrace byly zaznamenány ve středu města, kde se koncentrovaly hlavní antropogenní zdroje. Významné rozdíly byly v lokalitách, které se nacházely pod korunami stromů, kde byly zaznamenány vysoké koncentrace potenciálně toxických prvků. To by mohlo dokazovat, že opad listů se významně podílí na kontaminaci půd, které jsou pokryty vysokou vegetací (GALUŠKOVÁ a kol., 2014).

6.6 Historie

Listinné důkazy o Moravské Ostravě datujeme do roku 1229 (NAVRÁTIL, 2007), ale Ostrava, jako území, bylo osídleno již v době kamenné. Tato doba se datuje přibližně na 25 tisíc let př. n. l. Jedná se o území Landek, který je zároveň nalezištěm architektonického úkazu - Landecké Venuše. Jedná se o ženské torzo těla, které bylo vyrobeno z krevele (KRYŽANKOVA, 2018). Další dochovaným důkazem o existenci předlokační Moravské Ostravy je nález románského zdiva ve zdech kostela, díky archeologickým pracím na přelomu 60 - 70. let (NAVRÁTIL, 2007).

Ve 13. století dostala Ostrava statut města. Před tímto datem se na území dnešní Ostravy nacházelo slovanské sídliště, které mělo protínat cesty z Moravy a Slezska. Jméno Ostrava vzniklo z názvu řeky Ostravice, která toto město dělí na část slezskou a moravskou (KRYŽANKOVA, 2018).

Město bylo již ve 14. století obeháno hradbami. Tyto hradby nezahrnovaly městský hrad, jež se stalo sídlem biskupského purkrabího. V roce 1362 dostala Ostrava právo pořádat výroční trhy, které ji udělil Karel IV. Na začátku 16. století se Ostrava a Hukvaldské panství stalo součástí statků, o které měl starost olomoucký biskup. V 16. století se zde rozvíjela výroba sukna a plátenictví. Dalším rozvojem prošly řemesla kovářství nebo řeznictví. Tyto aktivity však zaznamenaly po Třicetileté válce velký útlum, úpadek obchodnictví a snížení reprodukce obyvatelstva (MIŠTERA, 1997).

Druhá polovina 18. století byla ve znamení černého uhlí. To zapříčinilo významné postavení Ostravy jako střediska obchodu rakousko - uherské monarchie. Tento fakt zapříčinil rapidní nárůst obyvatel a rozmach celého území. Za 61 let se z 1700 obyvatel stalo 14 000 (JIRÍK et PITRONOVÁ, 1967).

7 MATERIÁL A METODIKA

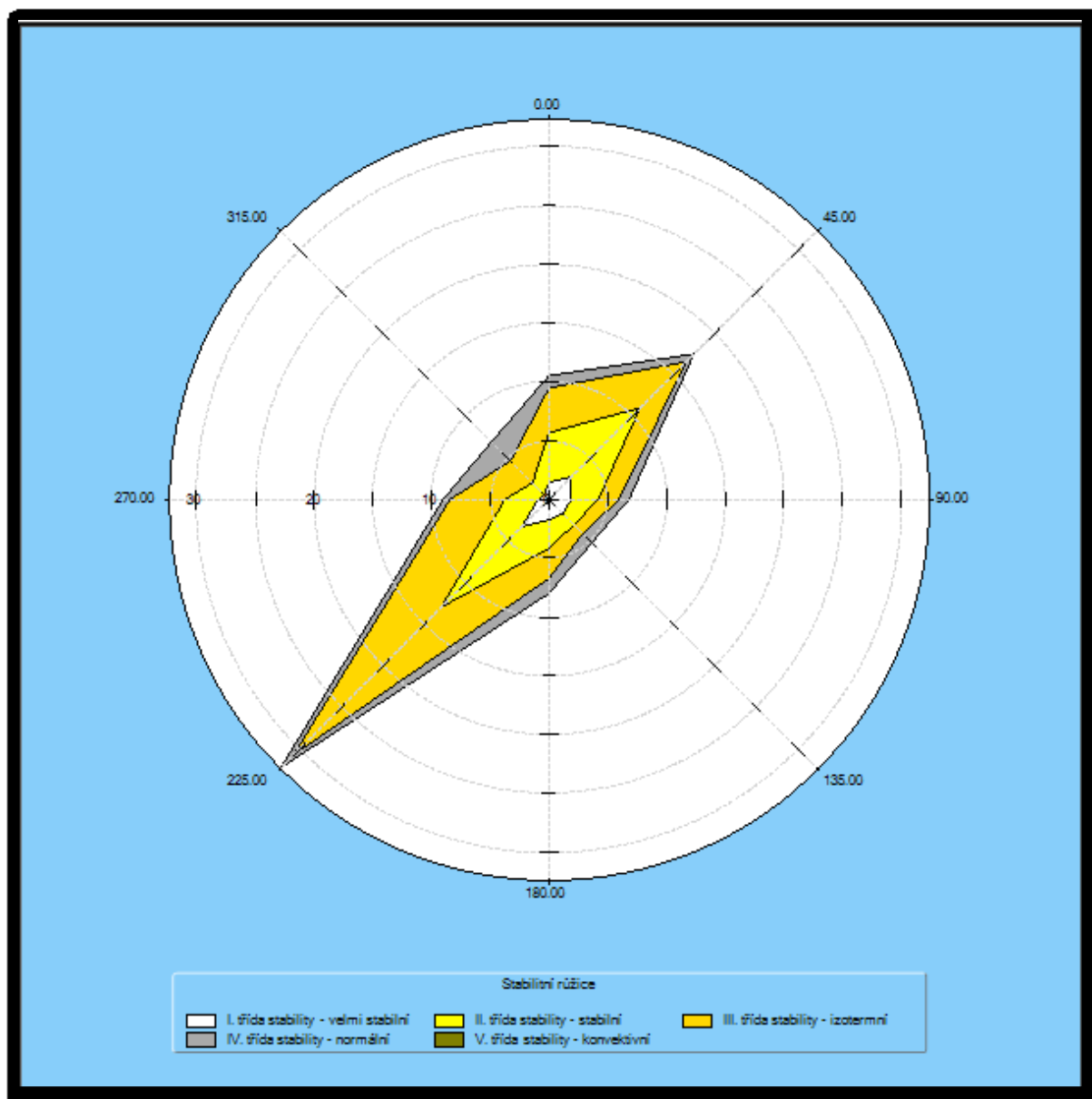
7.1 Výběr lokality

Práce je založena na terénním průzkumu a následném sběru rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) v rámci okolí Ostravy. Pro účely této diplomové práce byl stanoven závod ArcelorMittal a. s. jako středový bod, od kterého byly určeny vzorkovací plochy. ArcelorMittal a. s. je považován za jednoho z největších znečišťovatelů na území Ostravy a způsobuje 65 % znečištění prachovými částicemi a až 85 % znečištění benzo(a)pyrenem a arsenem v nejpostiženějších oblastech Radvanice a Bártovice (SRYTR, 2008). Z těchto důvodů se výběr vzorkovacích ploch řídil větrnou růžicí, která byla vymodelována v programu Symos97. Na Obrázek 2 jsou zaznamenána podkladová data potřebná k vytvoření větrné růžice.

Směr:	0°	45°	90°	135°	180°	225°	270°	315°	CALM	Součet
I. třída stability - velmi stabilní										
1.70 m/s	0.36	0.58	0.51	0.52	0.40	0.76	0.26	0.15	1.23	4.76
5.00 m/s	0.94	1.81	1.28	1.14	1.23	2.23	0.55	0.29	1.35	10.81
11.00 m/s	0.13	0.34	0.09	0.07	0.11	0.30	0.09	0.11	0.00	1.23
II. třída stability - stabilní										
1.70 m/s	1.13	1.94	1.18	0.96	1.19	2.65	0.70	0.43	0.58	10.76
5.00 m/s	3.00	6.04	1.15	0.35	1.19	6.47	1.95	0.93	0.00	21.08
11.00 m/s	0.11	0.28	0.00	0.00	0.05	0.57	0.19	0.06	0.00	1.25
III. třída stability - izotermní										
1.70 m/s	0.54	0.71	0.67	0.54	0.43	1.06	0.41	0.41	0.11	4.88
5.00 m/s	2.82	3.36	0.97	0.44	1.46	9.06	2.87	1.70	0.00	22.66
11.00 m/s	0.45	1.48	0.14	0.08	0.67	7.62	1.39	0.54	0.00	12.38
IV. třída stability - normální										
1.70 m/s	0.49	0.64	0.64	0.40	0.30	0.84	0.41	0.45	0.09	4.27
5.00 m/s	0.57	0.26	0.21	0.70	0.97	0.67	0.18	1.85	0.00	5.41
11.00 m/s	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
V. třída stability - konvektivní										
1.70 m/s	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
5.00 m/s	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
11.00 m/s	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Celková růžice										
1.70 m/s	2.51	3.87	3.00	2.43	2.32	5.30	1.78	1.44	2.01	24.66
5.00 m/s	7.32	11.46	3.60	2.63	4.86	18.43	5.56	4.77	1.35	59.97
11.00 m/s	0.69	2.11	0.23	0.15	0.83	8.49	1.67	0.71	0.00	14.86
součet	10.51	17.44	6.83	5.21	8.00	32.22	9.00	6.92	3.35	99.49

Obrázek 2 Podkladová data k modelaci větrné růžice zájmového území (Kodymová, 2005)

Větrná růžice poskytla náhled na pravděpodobný rozptyl znečišťujících látek. Dle této růžice mohla tato diplomová práce vymezit vzorkovací plochy, kde byl uskutečněn faunistický průzkum a následný sběr biologického, rostlinného a půdního materiálu pro potřeby laboratorní analýzy.



Obrázek 3 Větrná růžice potencionálního zdroje znečištění (KODYMOVÁ, 2005)

Obrázek 3 znázorňuje již vymodelovanou větrnou růžici pro daný potenciální bod znečištění. Dle tohoto grafického modelu se tato práce orientovala při vytvoření hlavní osy proudění, tedy od jihozápadu na severovýchod a vedlejšího osy proudění, tedy od severozápadu na jihovýchod. Na hlavní ose bylo vymezeno 10 vzorkovacích ploch, které byly od sebe vzdáleny 2 km. Počátečním bodem byla vzorkovací plocha, která se nacházela v bezprostřední blízkosti od zdroje znečištění, tedy závodu ArcelorMittal a. s. Od tohoto počátečního bodu byly vedeny pomyslné polopřímky daného směru. Hlavní osa byla tedy rozdělena na jihozápadní polopřímku a severovýchodní polopřímku. V obou směrech bylo vymezeno 5 vzorkovacích ploch, celkem tedy 10 vzorkovacích ploch.

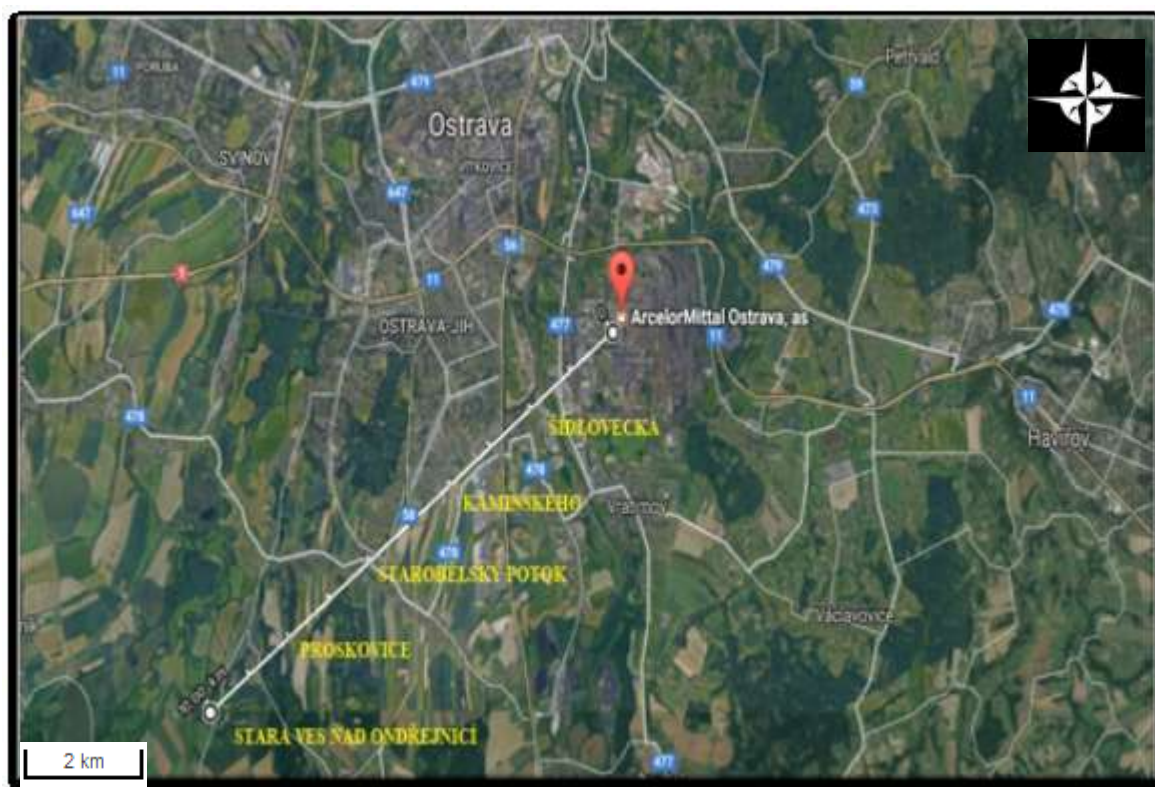
Obdobně byla rozdělena také vedlejší osa proudění. Na vedlejší ose proudění byly předpokládány menší koncentrace potenciálně toxických prvků, proto bylo vyčleněno jen 8 vzorkovacích ploch. Vzorkovací plochy měly také větší vzdálenost rozmístění, od každé vzorkovací plochy byla následující plocha vzdálena 2,5 km. Od zdroje znečištění byly umístěny 4 vzorkovací plochy s orientací na severozápad, a 4 vzorkovací plochy s orientací na jihovýchod.

7.2 Popis vzorkovacích ploch

Všechny vzorkovací plochy byly vybrány tak, aby se zde přirozeně vyskytovali zástupci rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*).

Vzorkovací plochy hlavní osy - JIHOZÁPAD

Mapa 8 znázorňuje rozmístění vzorkovacích ploch hlavní osy - JIHOZÁPAD. Vzorkovací plochy hlavních os jsou od sebe vzdáleny 2 km, jak již bylo popsáno výše.



Mapa 8 Vzorkovací plochy hlavní osy–JIHOZÁPAD (MAPY GOOGLE, ©2018)

Vzorkovací plocha č. 1 - Ostrava Šídlovecká

GPS souřadnice: 49°78'2.56"N, 18°27'63.34"E

Vzdálenost vzorkovací plochy od potencionálního zdroje znečištění je 2 km. Jedná se o antropogenní druh zeleně, který je pravidelně vystavován seči.

Vzorkovací plocha č. 2 - Ostrava Kaminského

GPS souřadnice: 49°77'3.56"N, 18°25'82.40"E

Vzorkovací plocha je vzdálena 4 km od zdroje znečištění. Sběr bude probíhat na travnatém poli. Kolem oblasti se nacházejí pastviny.

Vzorkovací plocha č. 3 - Ostrava Starobělský potok

GPS souřadnice: 49°75'9.50"N, 18°22'23.39"E

Tato vzorkovací plocha je vzdálena 6 km od zdroje znečištění. Vzorkovací plocha je tvořena převážně březním porostem.

Vzorkovací plocha č. 4 - Ostrava Proskovice

GPS souřadnice: 49°75'1.26"N, 18°20'32.92"E

Vzorkovací plocha se nachází 8 km od zdroje znečištění. V této vzorkovací ploše převažuje travnatá louka, která je olemována z 60 % lesním porostem.

Vzorkovací plocha č. 5 - Stará ves nad Ondřejnicí

GPS souřadnice: 49°72'6.80"N, 18°18'30.85"E

Tato vzorkovací plocha je posledním bodem, na kterém se v tomto směru uskutečnil sběr rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*). Je to nejvzdálenější bod na pomyslné polopřímce, která byla vytvořena na mapě. Vzorkovací plocha je od zdroje znečištění vzdálena 10 km.

Vzorkovací plochy hlavní osy - SEVEROVÝCHOD

Mapa 9 je zachycuje rozložení vzorkovacích ploch hlavní osy - SEVEROVÝCHOD.



Mapa 9Vzorkovací plochy hlavní osy –SEVEROVÝCHOD (MAPY GOOGLE, ©2018)

Vzorkovací plocha č. 6 - Ostrava Na Hrázkách

GPS souřadnice: 49°80'4.15"N, 18°33'38.67"E

Tato vzorkovací plocha se nachází 2 km od závodu ArcelorMittal a. s. Sběr probíhal na louce. Ta je obklopena lesním porostem. Na této vzorkovací ploše předpokládáme vysokou koncentraci potenciálně toxických prvků.

Vzorkovací plocha č. 7 - Ostrava U Stavisek

GPS souřadnice: 49°81'8.75"N, 18°34'77.91"E

Vzorkovací plocha se nachází také na území Radvanice a Bártovice 4 km od potenciálního zdroje znečištění. Jedná se o převážně lesní porost, s malou luční plochou.

Vzorkovací plocha č. 8 – Petřvald Nad Doly

GPS souřadnice: 49°83'1.19"N, 18°36'73.26"E

Vzorkovací plocha je vzdálena 6 km od zdroje znečištění. Jedná se o travinné louky a velký otevřený prostor.

Vzorkovací plocha č. 9 - Petřvald Rychvaldská

GPS souřadnice: 49°84'1.58"N, 18°39'94.97"E

Tato vzorkovací plocha je vzdálena od zdroje znečištění 8 km. Jedná se o louku travinných společenstev rostlin a lesního porostu.

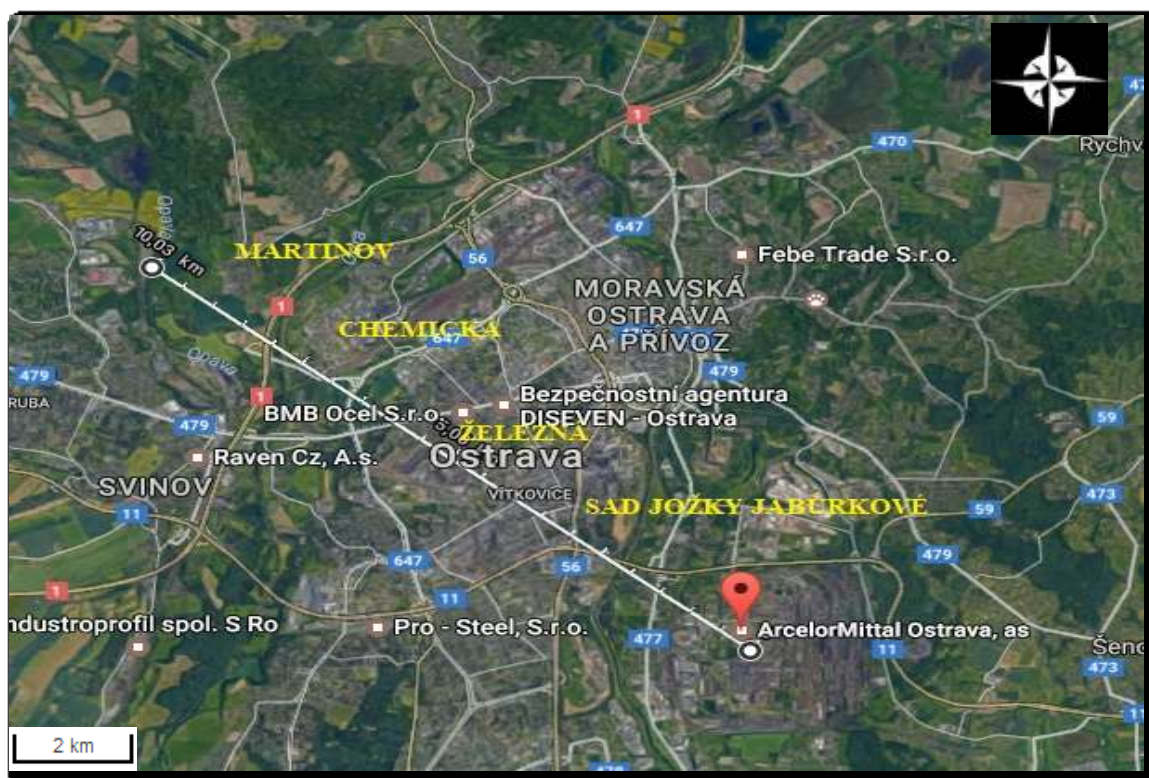
Vzorkovací plocha č. 10 - Rychvald

GPS souřadnice: 49°86'8.10"N, 18°37'05.89"E

Tato vzorkovací plocha je poslední plochou určenou polopřímku na vedlejší ose severovýchodního směru. Od zdroje znečištění je vzdálena 10 km. Jedná se o louku travinných společenstev rostlin.

Vzorkovací plochy vedlejší osy - SEVEROZÁPAD

Vzdálenost rozložení vedlejších os je již 2,5 km. Mapa 10 je grafickým znázorněním rozmístění vzorkovacích ploch vedlejší osy - SEVEROZÁPAD.



Mapa 10 Vzorkovací plochy vedlejší osy – SEVEROZÁPAD (MAPY GOOGLE, ©2018)

Vzorkovací plocha č. 11 - Ostrava Sad Jožky Jabůrkové

GPS souřadnice: 49°81'0.89"N, 18°27'35.38"E

Tato vzorkovací plocha se nachází 2,5 km od závodu ArcelorMittal a. s. Přebývá zde antropogenní zeleň.

Vzorkovací plocha č. 12 - Ostrava Železná

GPS souřadnice: 49°82'2.76"N, 18°25'08.35"E

Vzorkovací plocha se nachází 5 km na vedlejší ose proudění větru od potenciálního zdroje znečištění. Jedná se o převážně antropogenní porosty, obklopené průmyslovými budovami.

Vzorkovací plocha č. 13 - Chemická

GPS souřadnice: 49°83'4.36"N, 18°22'96.73"E

Vzorkovací plocha je vzdálena 7,5 km od zdroje znečištění. Sběr se uskutečnil na travinné ploše obklopené keřovým patrem.

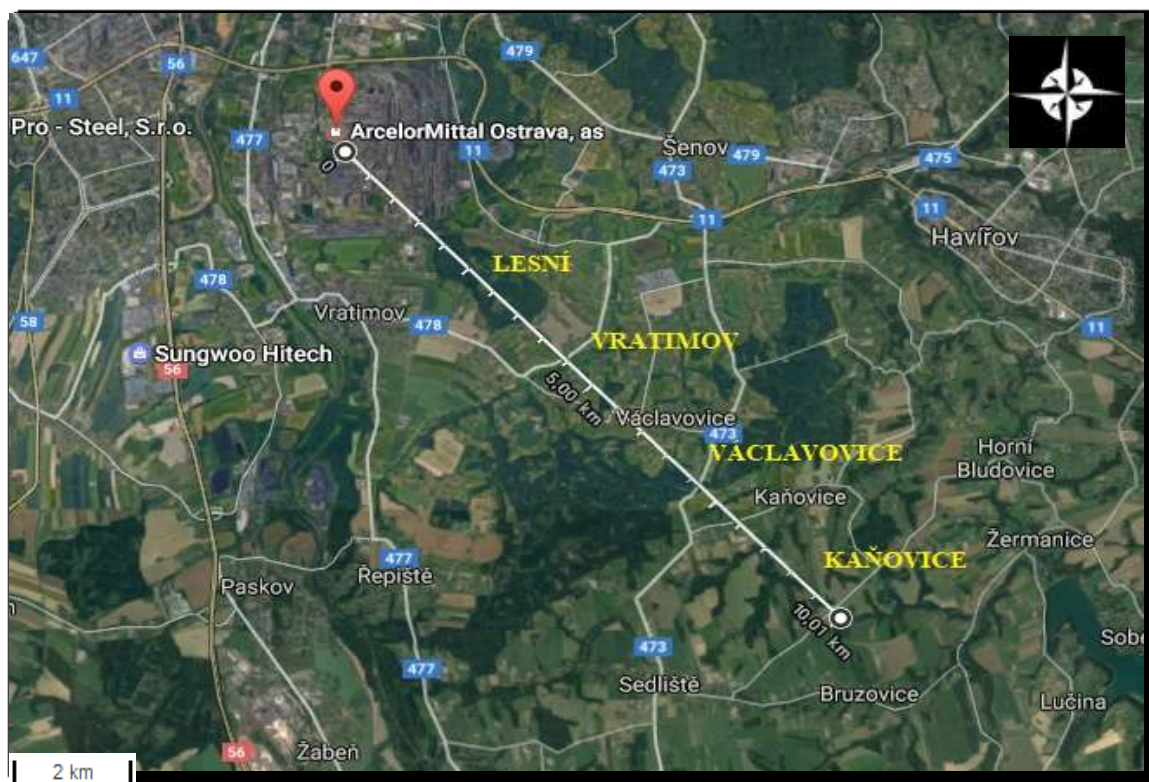
Vzorkovací plocha č. 14 - Martinov

GPS souřadnice: 49°85'0.51"N, 18°19'78.86"E

Tato vzorkovací plocha je vzdálena od zdroje znečištění 10 km. Tato vzorkovací plocha je otevřeným prostranstvím s četným bylinným i keřovým patrem.

Vzorkovací plocha vedlejší osy - JIHOVÝCHOD

Mapa 11 zachycuje poslední rozmístění vzorkovacích ploch na vedlejší ose - JIHOVÝCHOD.



Mapa 11Vzorkovací plochy vedlejší osy –JIHOVÝCHOD (MAPY GOOGLE, ©2018)

Vzorkovací plocha č. 15 - Ostrava Lesní

GPS souřadnice: 49°78'1.50"N, 18°32'46.00"E

Tato vzorkovací plocha se nachází 2,5 km od potenciálního zdroje znečištění. Vzorkovací plocha se nacházela na otevřené travní ploše obklopené stromovým porostem.

Vzorkovací plocha č. 16 - Vratimov

GPS souřadnice: 49°76'8.53"N, 18°34'44.65"E

Vzorkovací plocha se nachází 5 km na od potenciálního zdroje znečištění. Vzorkovací plocha Vratimov se vyznačovala travinným porostem s četným keřovým patrem.

Vzorkovací plocha č. 17 - Václavovice

GPS souřadnice: 49°76'2.43"N, 18°35'41.30"E

Vzorkovací plocha je vzdálena 7,5 km od zdroje znečištění. Tato vzorkovací plocha se vyznačuje menším travinným porostem, který byl obklopen komunikací z 2 stran.

Vzorkovací plocha č. 18 - Kaňovice

GPS souřadnice: 49°74'3.45"N, 18°38'36.63"E

Tato vzorkovací plocha je vzdálena od zdroje znečištění 10 km. Tato vzorkovací plocha je otevřeným prostranstvím travinného porostu. Na okraji se nacházela hlavní silnice.

7.3 Terénní výzkum

Pro využití bioakumulace potenciálně toxických prvků na území Ostravska jsme volili zástupce rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*), kteří obývají travinná společenstva. V travinných ekosystémech je rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) dominantní skupinou hmyzu. Dle KOČÁRKA(2011) rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) v těchto travinných ekosystémech rapidně ubývá, uvádí pokles 50 - 60 %. Tento úpadek přisuzuje stále se zvětšujícímu antropogennímu vlivu na tuto skupinu hmyzu. Jedním z takovýchto vlivů je únik potenciálně toxických prvků do ekosystému.

Odchyt rovnokřídlého hmyzu byl proveden na vybraných lokalitách Ostravska. Sběr rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) probíhal pomocí smýkací sítě a od toho odvozené metody sběru rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*), tedy smýkání. Jde o pohyb za pomoci smýkací sítě, který opisuje ležatou osmičku. Tato metoda se využívá zejména u travinných druhů rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) na které je tato diplomová práce zaměřená. Na každé ploše se opakovalo 10 smyků. Samozřejmě při správném načasování, se uplatňoval sběr pomocí přiklepu rukou. Pro potřeby laboratorní analýzy byly odebrány druhy *Metrioptera rosellii* jako zástupce řádu *Ensifera* a *Chorthippus parallelus* jako zástupce řádu *Caelifera*. Jedinci ostatních druhů rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) byli vypuštěni zpět do ekosystému vzorkovací plochy. Po určení vybraných druhů z řádu rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) se jedinci umístili do připravených sběrných lahví, které byly opatřeny štítkem s GPS souřadnicemi, aby nedošlo k záměně vzorků. Z každé vzorkovací plochy bylo odebráno 10 - 15 (dle velikosti) jedinců rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) pro jeden vzorek laboratorní analýzy.

Rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) je uzpůsoben, zvláště rody *Ensifera* a *Califera*, k zdolávání velkých dálek. Kvůli tomuto faktoru bychom mohli zvažovat nevhodnost rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) jako bioakumulátoru potenciálně toxických prvků.

Vhodný bioakumulátor by se neměl přemisťovat do velkých vzdáleností. Pokud by byl druh natolik mobilní, že by opustil bez problémů své stanoviště, nedal by se jasně rozlišit,

zda by se v případě kontaminovaného druhu jednalo o kontaminaci zanesenou, či kontaminaci daného stanoviště.

Pro účely této diplomové práce byla použita imága rovnokřídlého hmyzu. Imága musela být odchycena bezprostředně po vylíhnutí. Empirickým výzkumem bylo určeno datum odchytu na 22. 6. 2017. Včasným sběrem těchto jedinců se eliminují jedinci migrující. Tímto krokem by se měla zachovat celistvost společenstva rovnokřídlého hmyzu na vybrané lokalitě.

7.4 Eliminace sekundární kontaminace

Sběr rovnokřídlého hmyzu se zakládá na rychlém pohybu po travinné ploše. Tento pohyb samozřejmě zviřuje různé malé částice, které jsou na povrchu rostlinných zástupců travinných ploch. Tato skutečnost by mohla mít negativní vliv na vyhodnocování laboratorních výsledků zabývajících se potenciálně toxickými prvky. Předpokládané znečištění těmito částicemi by bylo velice nežádoucí, protože v této diplomové práci se vyskytují malé koncentrace potenciálně toxických prvků a takto ovlivněný výsledek by změnil následnou laboratorní analýzu.

Kvůli těmto poznatkům se na 4 vzorkovacích plochách uplatňoval oplach destilovanou vodou. Determinovaný zástupce rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) byl umístěn do první nádoby tzv. smrtičky, kde byl připraven vatový materiál s octanem ethylnatým. Po usmrcení vzorku se přemístil pomocí entomologické pinzety do nádoby s destilovanou vodou. Následně byl ponořen tak, aby bylo v destilované vodě celé tělo. Takto „omytý“ vzorek se poté vyjmul a nechal vysušit pro následnou laboratorní analýzu.

Tyto výsledky nám pomohou posoudit, zda je smýkání bez oplachu vhodnou metodou sběru rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) pro účely laboratorní analýzy.

Na všech vzorkovacích plochách byl uskutečněn také sběr rostlinného materiálu a půdy. Z každé vzorkovací plochy byli odebráni 3 jedinci rostlinného materiálu a 1 vzorek půdy. Modelovým druhem rostlinného materiálu se stal jetel luční (*Trifolium pretense*). Každý jedinec tohoto druhu byl odejmut bez kořenového systému rostliny. Půdní vzorky byly odebrány za pomoci fyzikálních válečků.

7.5 Spotřeba biologického materiálu

Potřebné množství materiálu pro laboratorní účely bylo zjištěno již před uvedeným faunistickým sběrem. Pomocí pokusných jedinců se určila přibližná hmotnost biologického materiálu. V případě této diplomové práce druhu rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*). Pokusným druhem se stal cvrček domácí *Acheta domestica*, který nebyl chycen v jeho přirozeném prostředí, ale zakoupen ve zverimexu, kde je prodáván jako krmný hmyz.

Jedincům *Acheta domestica* byly vytvořeny podmínky vhodné pro život v připraveném insektáriu. Někteří jedinci byli již po převozu do insektária mrtví. Tito jedinci byli skladováni v suchém a slunném prostředí, kde mohlo bez problému probíhat vysušení.

Po vysušení usmrcených jedinců se postupně vážili na digitální váze, abychom předešli nadbytečnému usmrcování druhů rovnokřídlého hmyzu na vybraných lokalitách pro účely této diplomové práce.

Tento experiment nám ukázal přibližné potřebné množství biologického materiálu pro laboratorní analýzu. Bylo naváženo potřebné množství 10 cvrčků domácích (*Acheta domestica*), kteří měli 0,55 g. Minimum pro laboratorní analýzy je 0,3 g biologického materiálu, z toho můžeme usoudit, že potřebné množství je od 10 jedinců rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*). Vyšší množství biologického materiálu je z důvodů případné ztráty zapříčiněné lidským faktorem.

7.6 Laboratorní analýza

Biologický materiál byl umístěn na Petriho misky. Petriho misky byly před vložením biologického materiálu zváženy a poté kalibrovány na váhu 0. Následně se na připravenou, zváženou Petriho misku, vložil biologický materiál a celá Petriho miska, byla znovu zvážena. Hodnoty tohoto vážení jsou potřebné pro výpočet ztráty biologického materiálu sušením v sušárně. Tabulka 1 zaznamenává všechny vzorkovací plochy zájmového území, kdy jsou zde uvedeny hmotnosti, které se zjišťovaly v laboratoři. Zkratka MR znamená, že vzorek biologického materiálu obsahoval pouze jedince *Metrioptera roeselii*. Vzorky, které nenesou toto označení, obsahují pouze živočišnou tkáň z druhu *Chorthippus parallelus*. Tabulka 1 také zaznamenává, zda byl vzorek „očistěn“ destilovanou vodou, kdy je označen slovem „oplach“. Toto „čištění“ vzorku od potenciální kontaminace z vnějšího prostředí probíhalo na vybrané vzorkovací ploše, kde bylo vzato 10 jedinců druhu

Chorthippus parallelus, kteří byli po usmrcení octanem ethylnatým ponořeni do destilované vody. Na vzorkovací ploše, kde byl uskutečněn „oplach“ destilovanou vodou, bylo odejmuto dvojnásobné množství jedinců, protože 50 % tohoto množství. Nebylo ponořeno do destilované vody a je označeno „bez oplachu“.

Tabulka 1 Hmotnostní údaje potřebné k laboratorním analýzám

Lokalita	Číslo	Hmotnost Petriho misky [g]	Hmotnost ve vlhkém stavu [g]	Hmotnost v suchém stavu [g]	Vlhkost vzorku [%]
Na Hrázkách	9	54.1786	0.8895	0.8398	5.5885
U stavisek (MR)	6	86.2554	0.6731	0.6373	5.3187
U stavisek	7	94.2014	0.8366	0.7889	5.7016
Nad Doly	13	86.9924	0.338	0.3224	4.6154
Rychvaldská	25	85.3356	0.3358	0.3210	4.4074
Rychvald (oplach)	17	84.732	0.3227	0.3080	4.5553
Rychvald (bez oplachu)	15	74.8067	0.3336	0.3201	4.0468
Rychvald (MR)	22	89.8902	0.4060	0.3855	5.0493
Šídlovecká (bez oplachu)	16	87.8312	0.3297	0.3145	4.6103
Šídlovecká (oplach)	11	94.1505	0.3263	0.3117	4.4744
Kaminského	5	86.3271	0.6662	0.6287	5.6289
Starobělský potok	3	84.1307	0.7682	0.7256	5.5454
Proskovice (MR)	23	87.1329	0.8876	0.6654	25.0338
Proskovice	18	90.1222	0.5176	0.4908	5.1777
Stará ves nad Ondřejnicí	24	85.6656	0.3358	0.3210	4.4074
Sad Jožky Jabůrkové	10	89.2289	0.5026	0.4758	5.3323
Železná	19	72.0154	0.3708	0.3540	4.5307
Chemická	1	54.3982	0.4177	0.3956	5.2909
Chemická (MR)	2	69.8928	0.5024	0.4832	3.8217

Martinov	8	86.5293	0.3711	0.3557	4.1498
Lesní	21	88.6123	0.3163	0.3017	4.6159
Vratimov	20	84.9884	0.4634	0.4416	4.7044
Václavovice	12	90.7289	0.3142	0.3065	2.4507
Kaňovice (bez oplachu)	4	70.4123	0.4624	0.4382	5.2336
Kaňovice (oplach)	14	57.1918	0.3319	0.3164	4.6931

Pro výpočet vlhkosti vzorku byl použit vzorec:

$$w_p = (m_v - m_s) / m_v * 100 \quad [\%]$$

w_p - poměrná vlhkost [relativní]

m_v - hmotnost vlhkého vzorku [g]

m_s - hmotnost vysušeného vzorku [g]

Potřebný biologický materiál byl po dobu 24 hodin vysušen pomocí sušárny při teplotě 105 °C. Práce s biologickým materiálem probíhala ve sterilním prostředí. Vzorky se nejdříve vhodně upravily drcením a rozmělněním. Biologický materiál se dle popisu na vnější straně smrtiček drtil odděleně a v pořadí, které bylo ovlivněno místem sběru a jeho označením. V případě této laboratorní přípravy se vzorky drtily v keramickém hmoždíři. Hmoždíř byl po každém drcení očištěn destilovanou vodou, aby nedošlo k mísení vzorků. Řádně rozdrcený biologický materiál se přemístil pomocí entomologické pinzety do kyvety. Kyvety byly dvojího druhu, teflonové a kyvety z křemenného skla. Každý vzorek byl přemístěn do kyvety, která byla následně zaznačena do připraveného schématu umístění kyvet v sampleru, který je přiložen jako příloha č. 1. Z důvodů dvojího druhu kyvet se musela váha kalibrovat vždy na váhu kyvety. Do každé kalibrované kyvety se navážilo 0,3 g vzorku z hmoždíře. Kyvety se po každém navážení umístily do sampleru. Do sampleru se kyvety umísťovaly střídavě, dle předem připraveného schématu, dokud nebyl sampler vyvážen. Do každé kyvety se přidaly 4 ml HNO₃. Kyvety, které byly umístěny v sampleru, se vložily do lázně. Takto upravené vzorky se vložily do přístroje UltraCLAVE Single Reaction Chamber Microwave Digestion System. Kvůli technickým potížím s daným zařízením bylo třeba vzorky vyjmout z lázně.

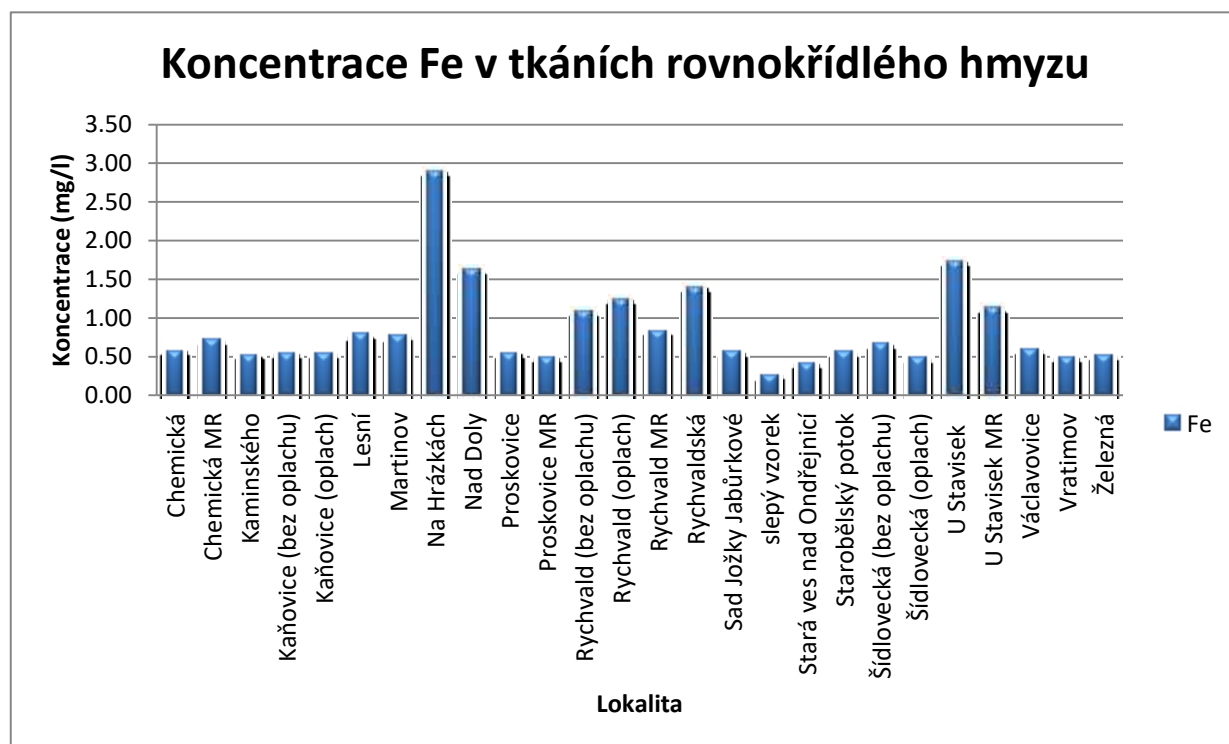
Rozklad biologického materiálu probíhal za pomoci otevřeného rozkladu v lučavce královské $\text{HNO}_3 + \text{HCl}$. V poměru 3:1 se do vzorku přidala kyselina fluorovodíková HF (3 díly HNO_3 a 1 díl HF). Poté byly vzorky vloženy na plotýnku a při bodu varu byly po odparu cca 1/2 objemu odebrány. Následně se vzorky filtrovaly přes filtrační papír. Filtrace musela být použita dvakrát kvůli zákalu vzorků. Obsah potenciálně toxických prvků ve vzorcích jsme určili plamenovou atomovou spektrofotometrickou metodou.

8 VÝSLEDKY

Příloha č. 1 ukazuje koncentrace potenciálně toxických prvků Fe, Mn, Co a Ni na všech vzorkovacích plochách, které byly určeny pro laboratorní analýzu v této práci. V příloze 2 jsou zaznamenány koncentrace všech vzorků vzorkovacích ploch, které byly pro tuto práci vytyčeny, na nichž se zkoumala koncentrace Zn, Cu, Cr, Pb a Cd. Koncentrace Pb byly detekovány pouze u živočišných vzorků, proto nebyly rostlinné vzorky zaznamenány do grafu. Koncentrace Cd nepřesahovaly hodnoty $<0,003$ mg/l, tudíž také nebyly zaznamenány graficky.

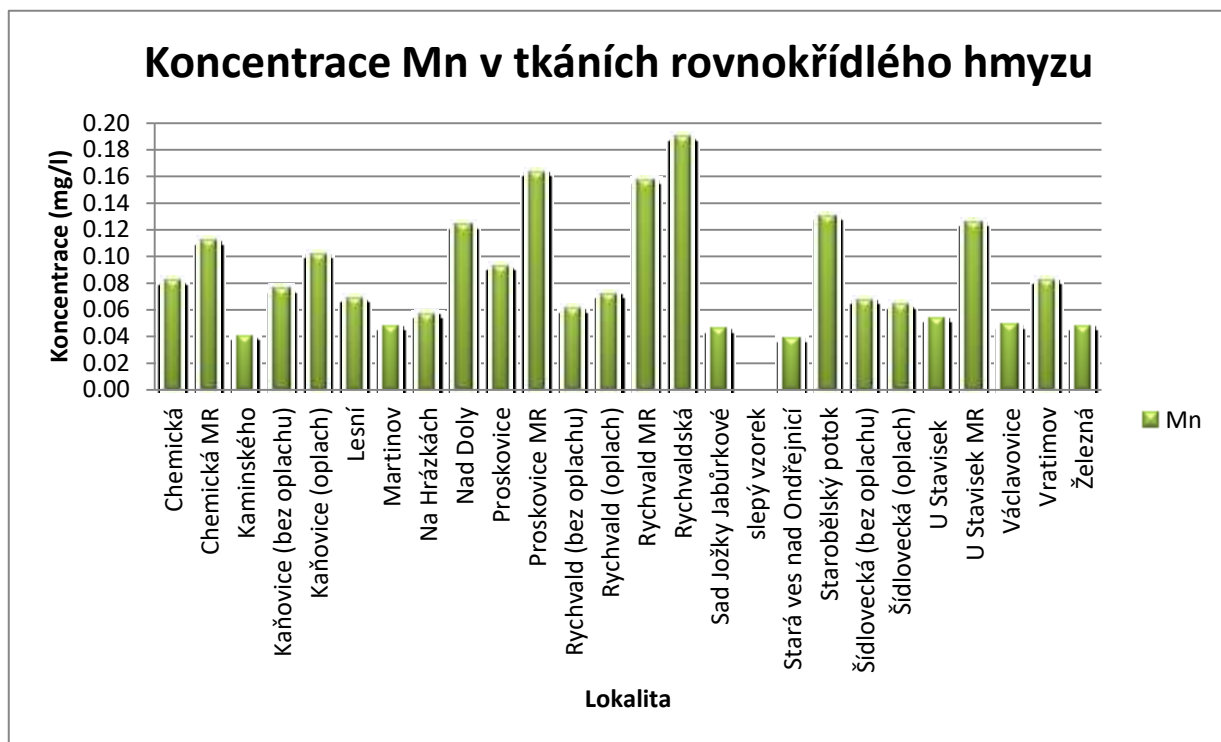
8.1 Vyhodnocení analýzy vzorků rovnokřídlého hmyzu

Graf 1 ukazuje koncentrace Fe ve vzorcích, které obsahovaly pouze živočišný materiál. Nejvyšší koncentrace Fe se vyskytovala na vzorkovací ploše Na Hrázkách (viz Graf 1). Další vysoké koncentrace byly naměřeny na vzorkovacích plochách U Stavisek, Nad Doly a Rychvaldská. Naopak nejnižší koncentrace byla naměřena na vzorkovací ploše Stará Ves nad Ondřejnicí.



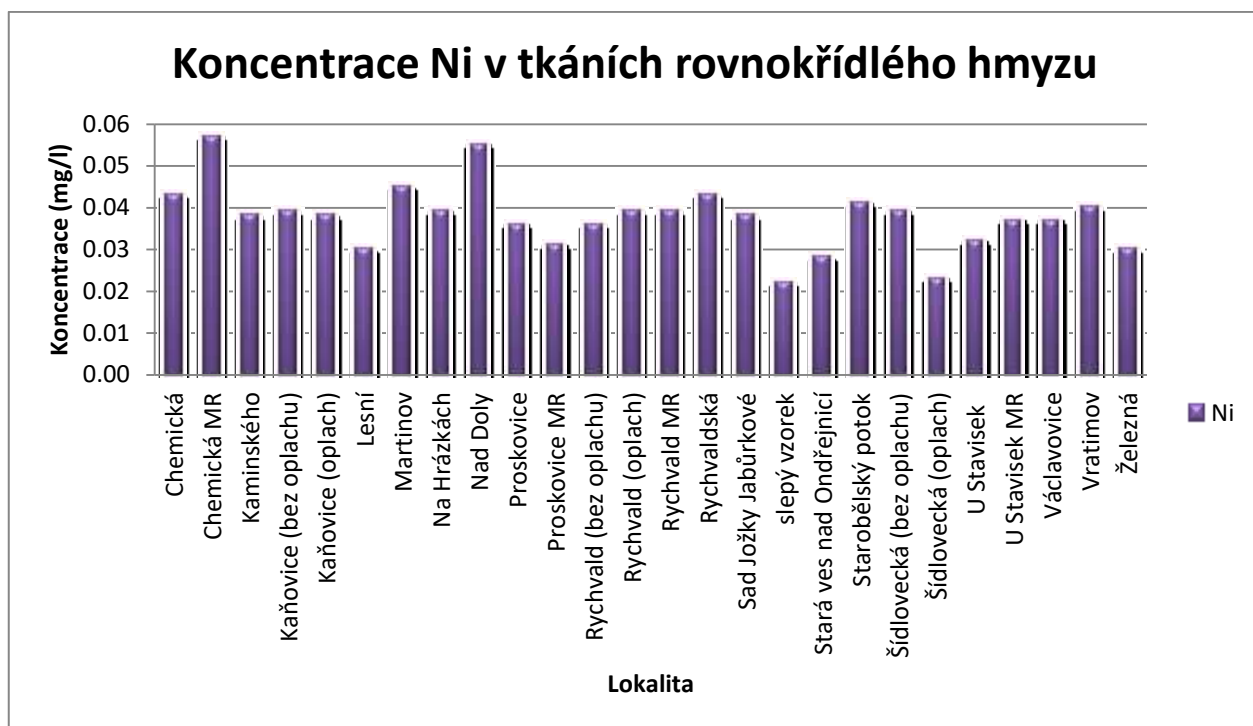
Graf 1 Koncentrace Fe v tkáních rovnokřídlého hmyzu

Graf 2 je výstupem koncentrací Mn v živočišných vzorcích zkoumaných zájmových území. Nejvyšší koncentraci Mn vykazuje zájmové území Rychvaldská, následuje Proskovice MR a Rychvald MR. Nejnižší koncentrace vykazuje zájmové území Stará Ves nad Ondřejnicí.



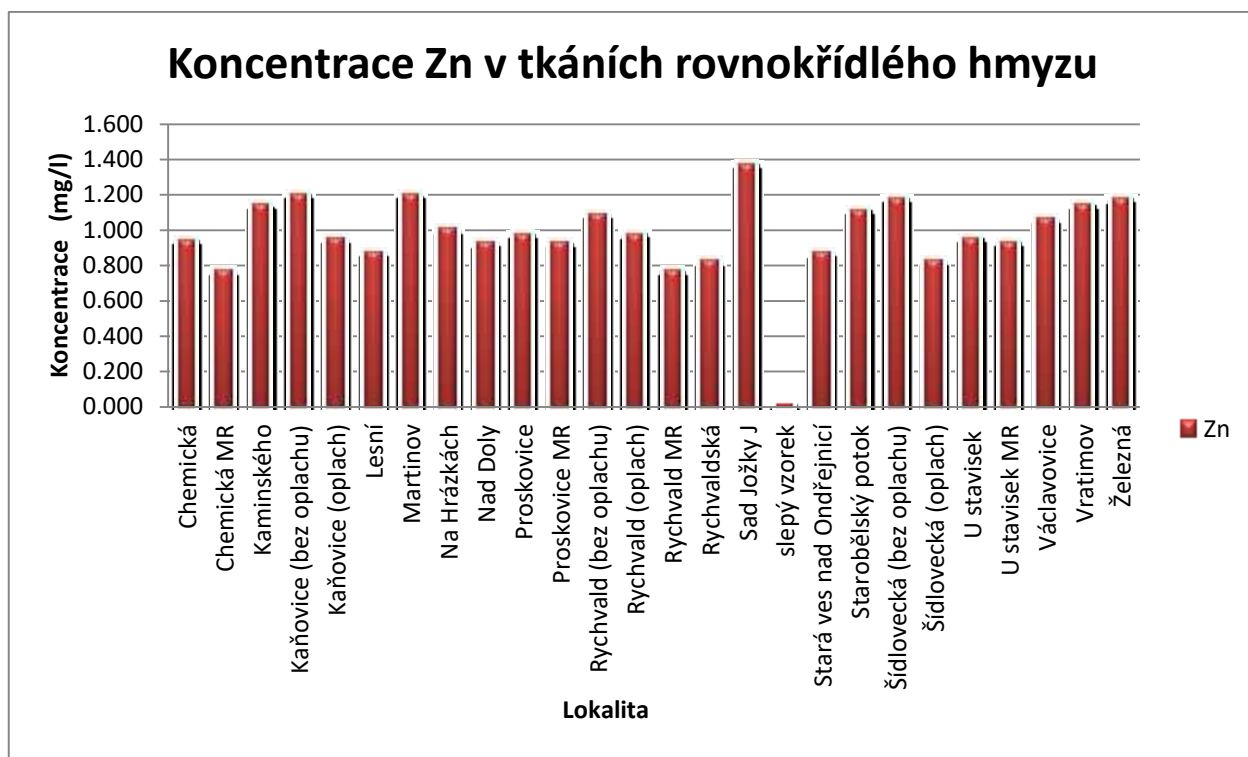
Graf 2 Koncentrace Mn v tkáních rovnokřídlého hmyzu

Graf 3 vykazuje nejvyšší koncentraci Ni v živočišných vzorcích, na vzorkovací ploše Chemická MR. Nejnižší koncentrace byla naměřena na vzorkovací ploše Šídlovecká (oplach).



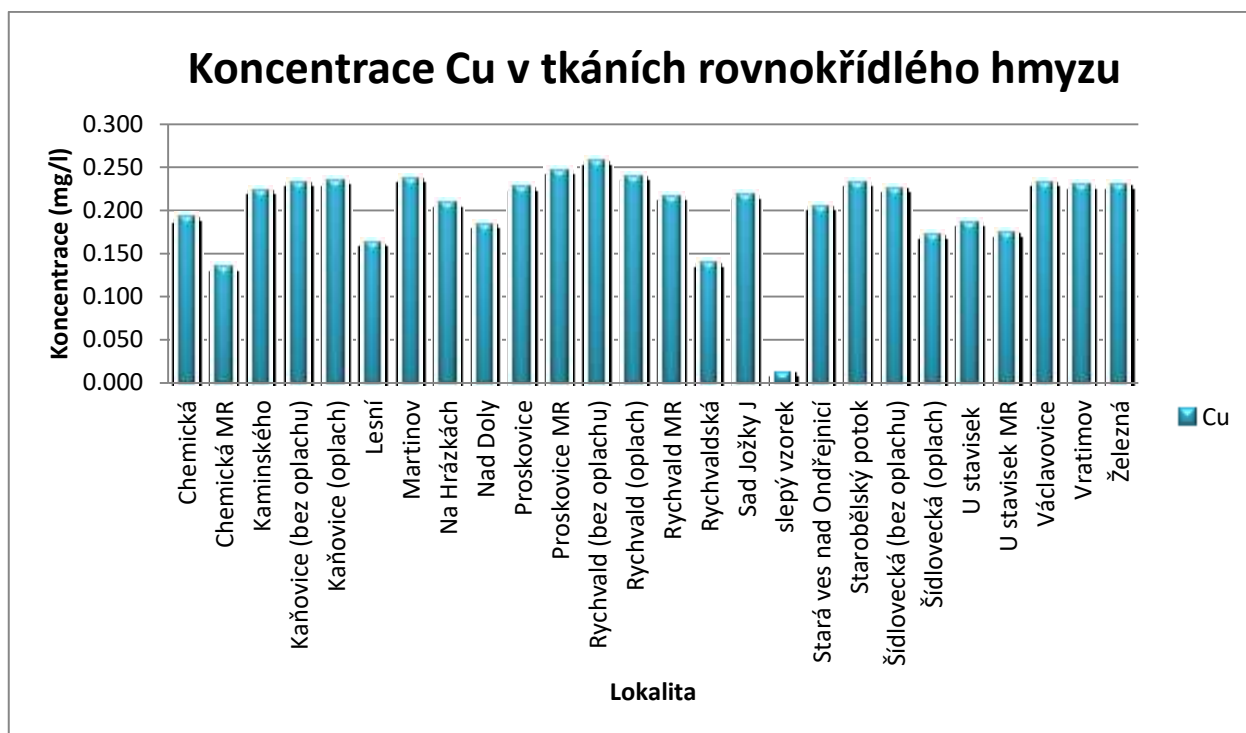
Graf 3 Koncentrace Ni v tkáních rovnokřídlého hmyzu

Graf 4 ukazuje koncentrace Zn ve vzorcích živočišného původu. Nejvyšší koncentrace byla zaznamenána na vzorkovací ploše Sad Jožky Jabůrkové. Naopak nejnižší na vzorkovací ploše Rychvald MR.



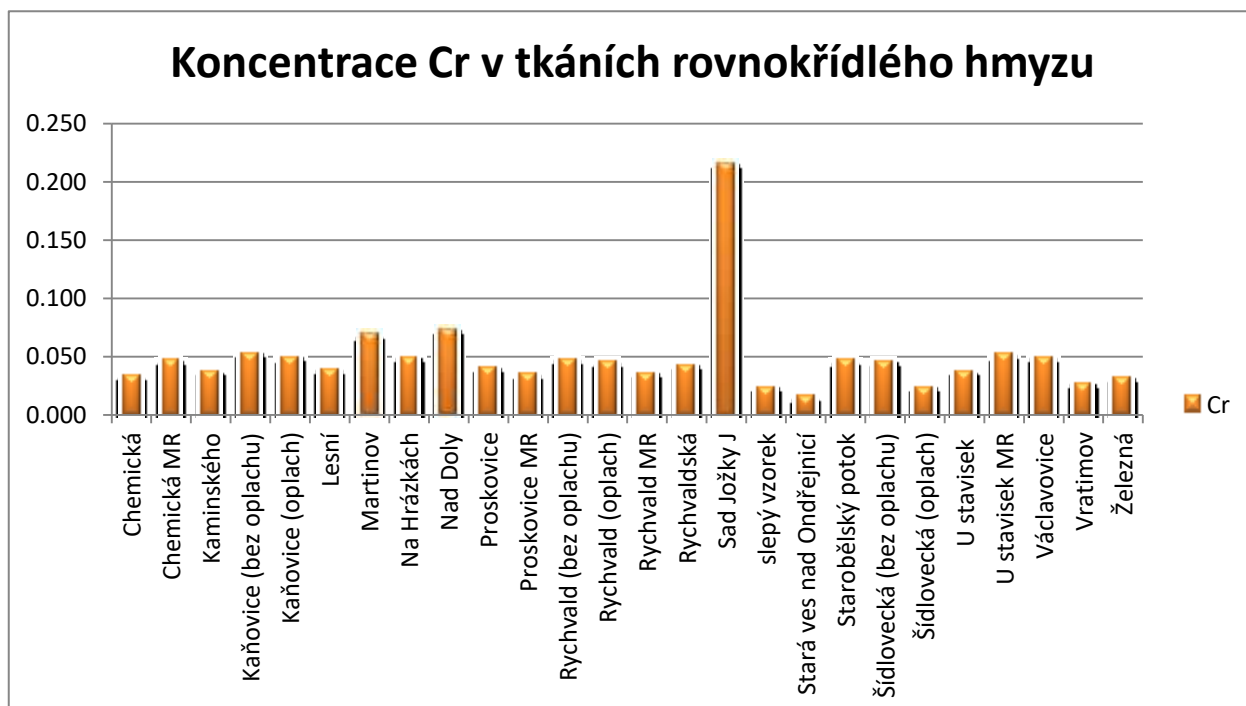
Graf 4 Koncentrace Zn v tkáních rovnokřídlého hmyzu

Nejvyšší koncentrace Cu v tkáních živočichů byla detekována na vzorkovací ploše Rychvald (bez oplachu), naopak nejnižší koncentraci, vykazovala vzorkovací plocha Chemická MR (viz Graf 5).



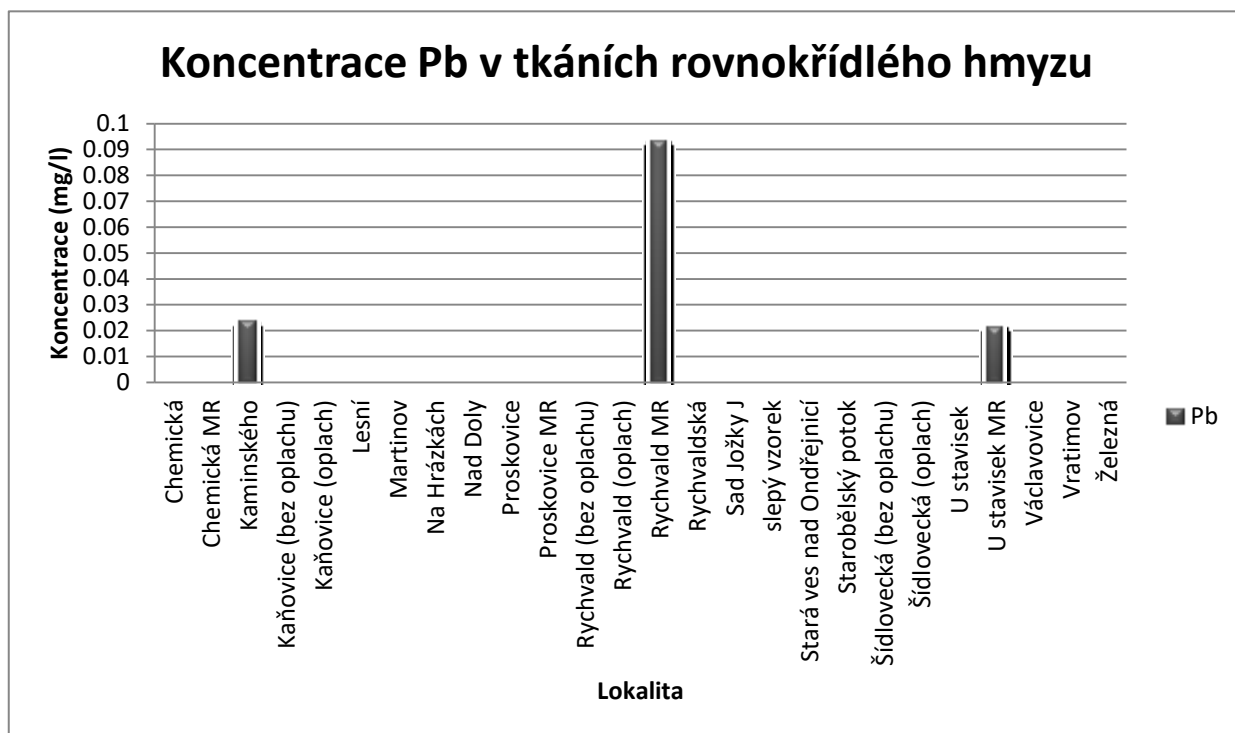
Graf 5 Koncentrace Cu v tkáních rovnokřídlého hmyzu

Koncentrace Cr byla až na vzorkovací plochu Sad Jožky Jabůrkové, která vykazovala několikanásobně vyšší koncentraci než ostatní vzorky (viz Graf 6). Nejnížší koncentrace byla naměřena na vzorkovací ploše Stará Ves nad Ondřejnicí.



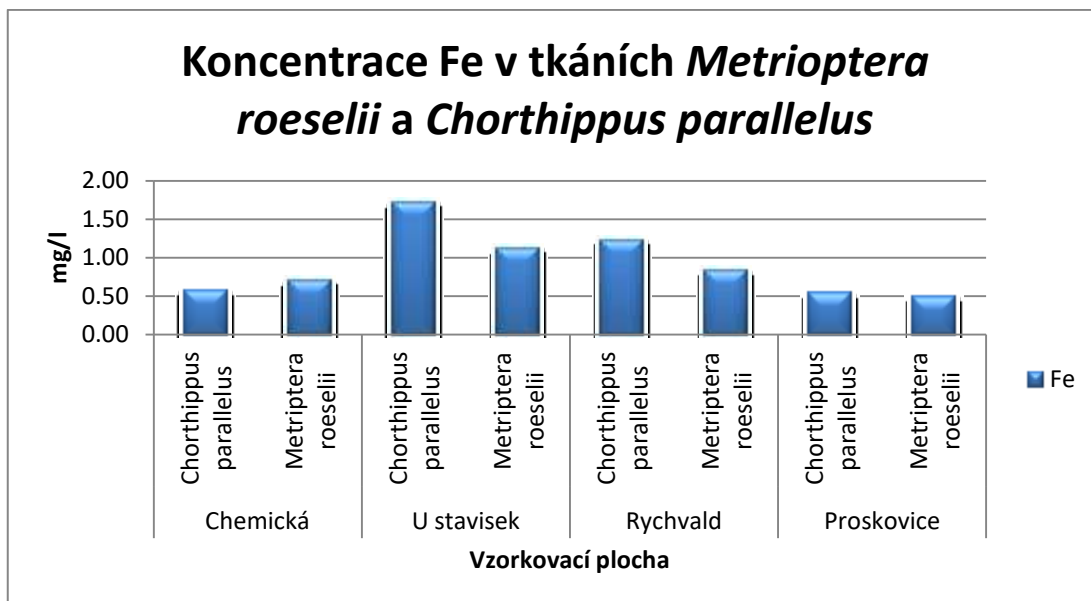
Graf 6 Koncentrace Cr v tkáních rovnokřídlého hmyzu

Koncentrace Pb byla detekována pouze u vzorků živočišných tkání. Graf 7 ukazuje, že pouze u 3 vzorků byla detekována hodnota nad $<0,01$ mg/l.



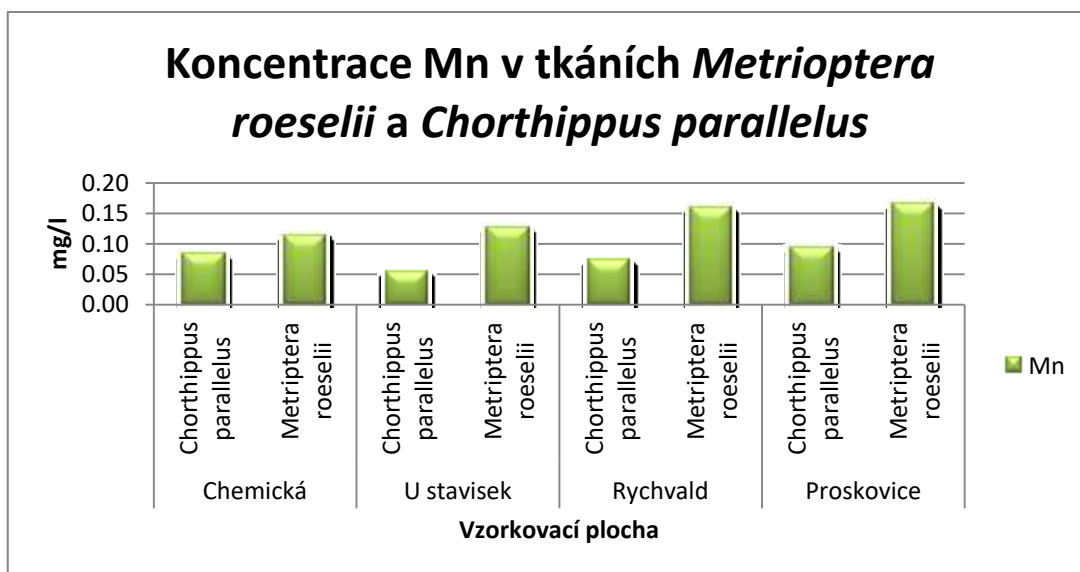
Graf 7 Koncentrace Pb v tkáních rovnokřídlého hmyzu

V následujících grafech jsou vyhodnoceny koncentrace vzorků v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*. Graf 8 porovnává koncentrace Fe v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*. Nejvyšší rozdíl mezi koncentracemi Fe vykazuje vzorkovací plocha U Stavísek, kdy je koncentrace vyšší u druhu *Chorthippus parallelus*.



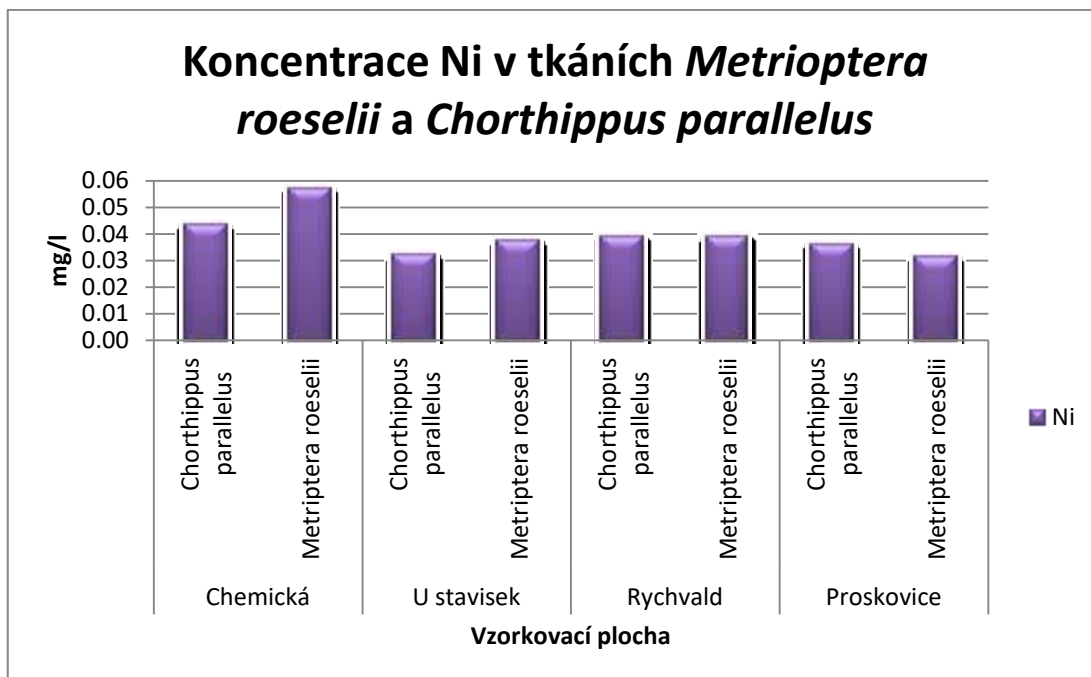
Graf 8 Koncentrace Fe v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

Koncentrace Mn v tkáních *Metrioptera roeselii* jsou vyšší než v *Chorthippus parallelus* viz (Graf 9).



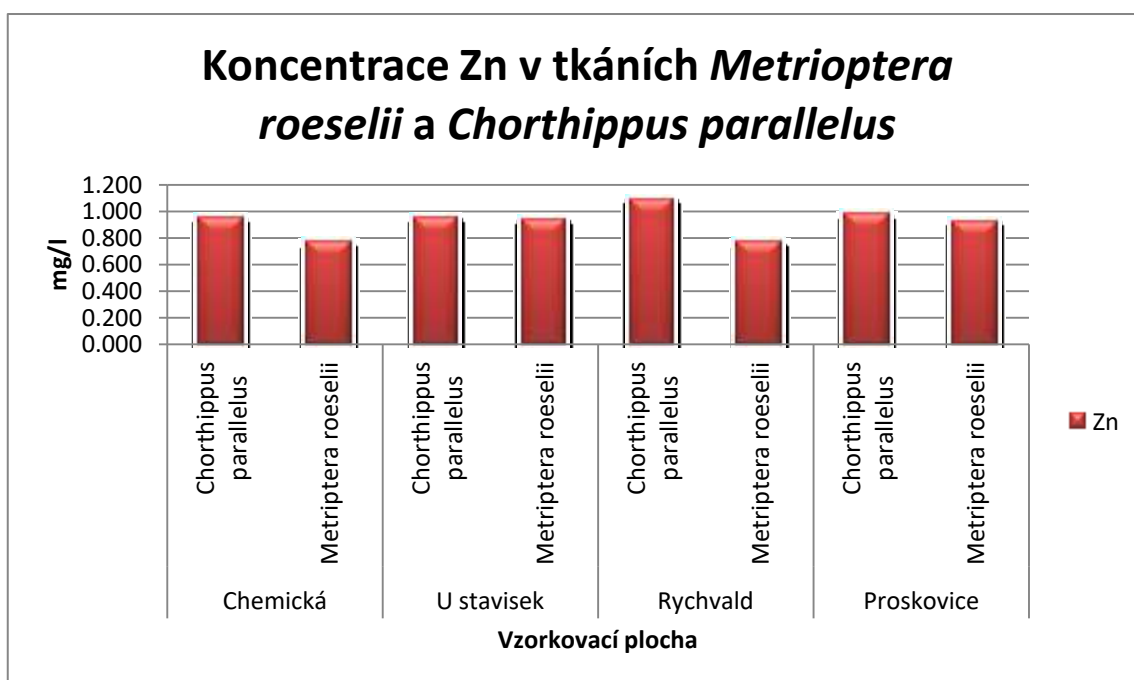
Graf 9 Koncentrace Mn v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

Koncentrace Ni v tkáních *Metrioptera roeselii* byla vyšší u vzorkovací plochy Chemická a U Stavisek. Na vzorkovací ploše Rychvald byly koncentrace obdobné. Poslední vzorkovací plocha Proskovice zaznamenala vyšší koncentraci u *Chorthippus parallelus*(viz Graf 10).



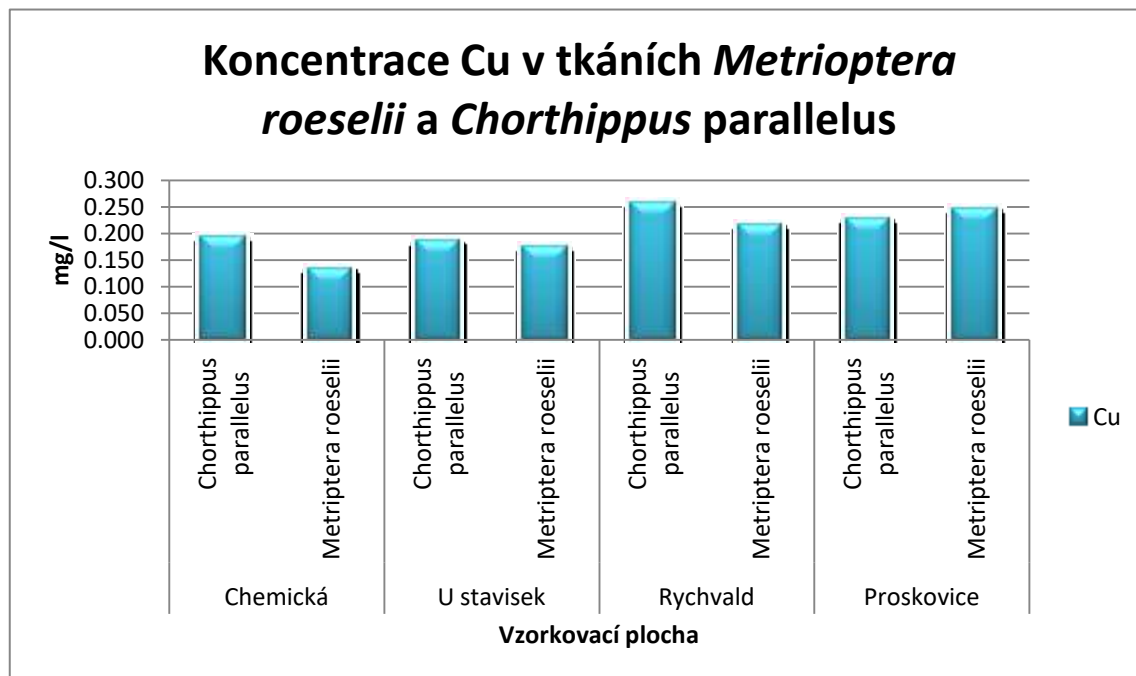
Graf 10 Koncentrace Ni v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

Na všech vzorkovacích plochách byly koncentrace Zn nižší u druhu *Metrioptera roeselii* (viz Graf 11).



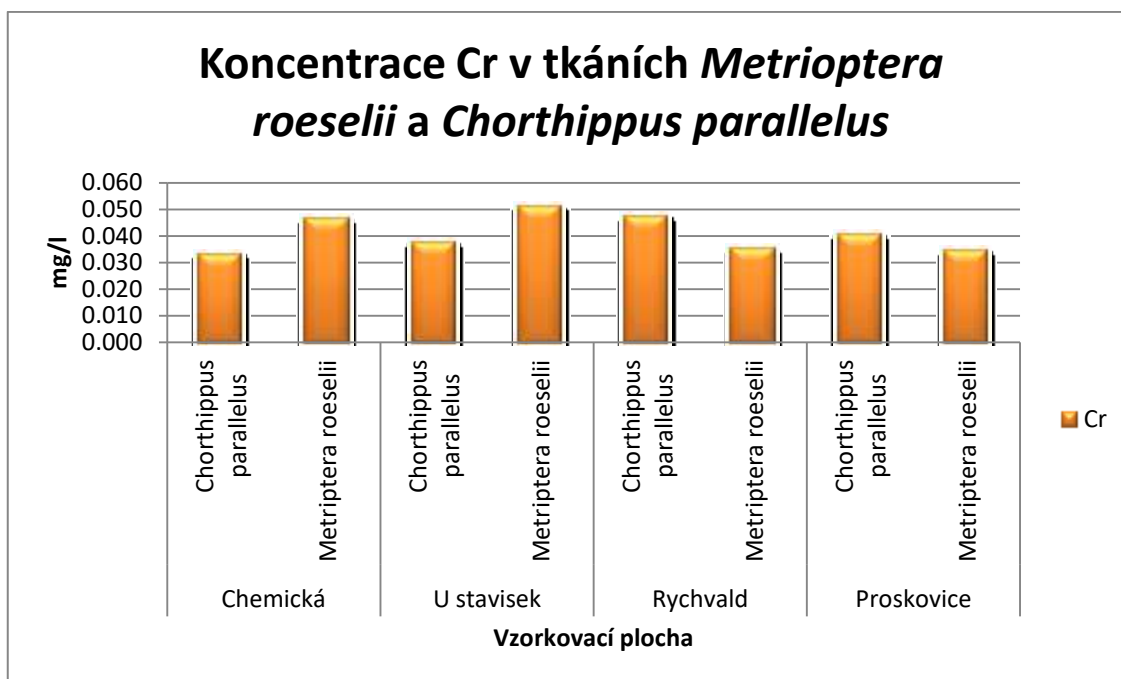
Graf 11 Koncentrace Zn v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

Na plochách Chemická, U Stavisek a Rychvald mají nižší koncentrace Cu vzorky *Metrioptera roeselii*. Pouze na vzorkovací ploše Proskovice byla detekována vyšší koncentrace v tkáních *Chorthippus parallelus* (viz Graf 12).



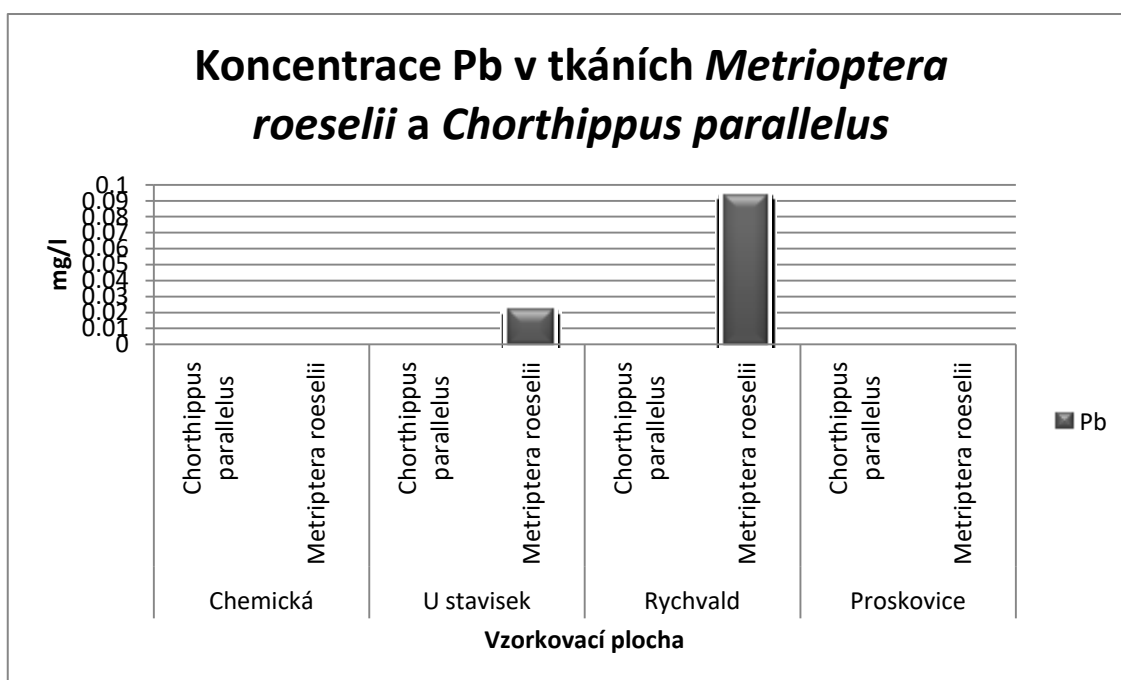
Graf 12 Koncentrace Cu v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

Koncentrace Cr byla vyšší u *Metrioptera roeselii* na vzorkovacích plochách Chemická a U Stavisek. U vzorkovacích ploch Rychvald a Proskovice byla detekována vyšší koncentrace Cr v tkáních *Chorthippus parallelus* (viz Graf 13).



Graf 13 Koncentrace Cr v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

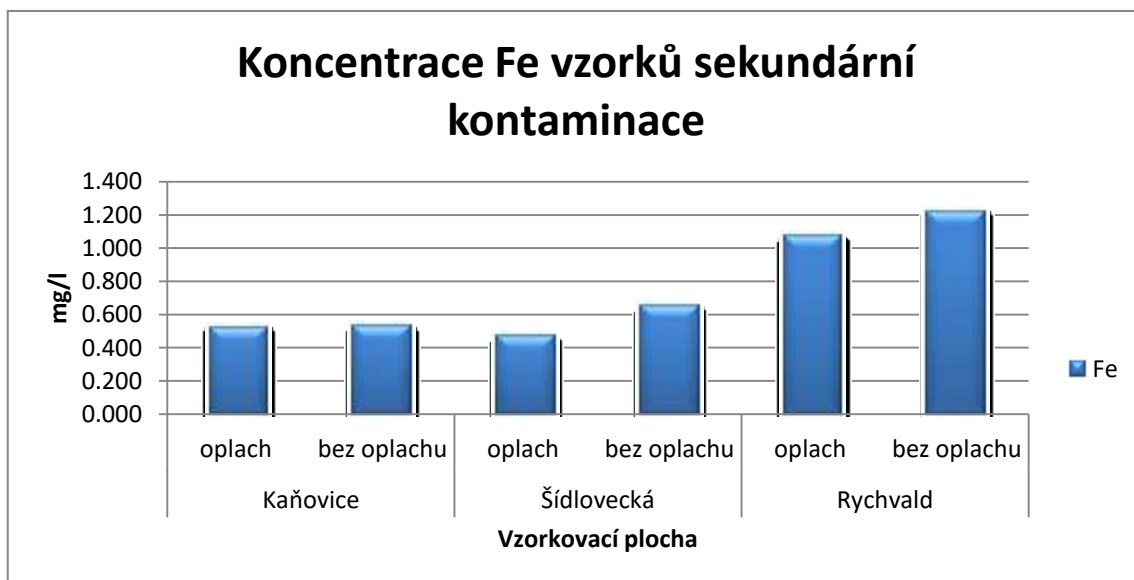
Koncentrace Pb byly zaznamenány pouze na vzorkovací ploše U Stavisek a Rychvald. Tyto hodnoty obsahovaly pouze živočišné tkáně *Metrioptera roeselii* (viz Graf 14).



Graf 14 Koncentrace Pb v tkáních *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*

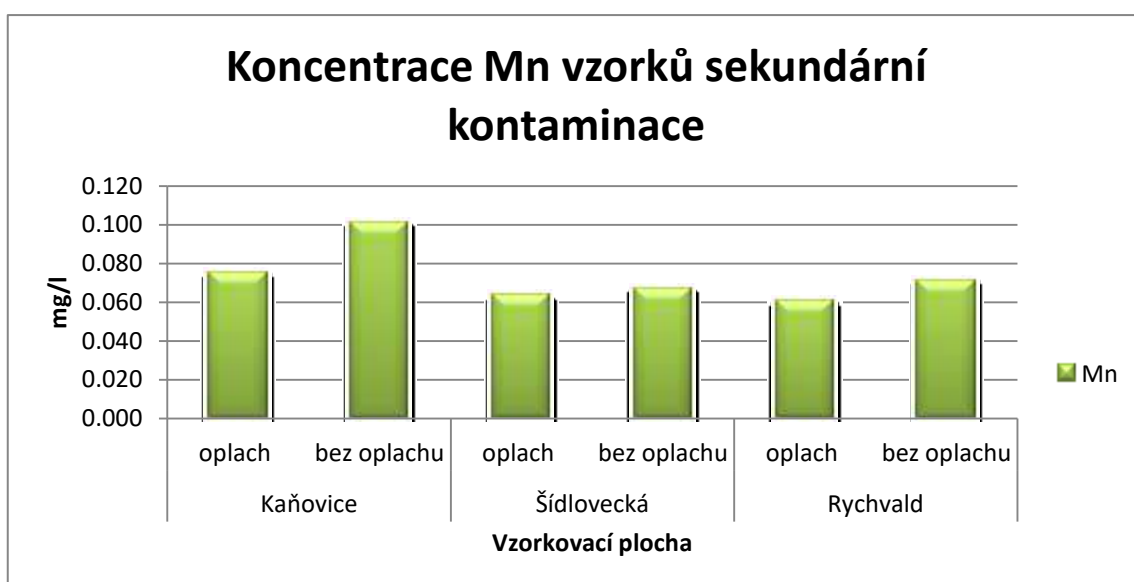
8.2 Vyhodnocení vzorků sekundární kontaminace

Graf 15 je grafickým znázorněním koncentrací Fe živočišných vzorků, kde se uplatňoval oplach destilovanou vodou u vzorků s označením „oplach“. U těchto vzorků jsou koncentrace Fe nižší u živočišných vzorků s označením „oplach“.



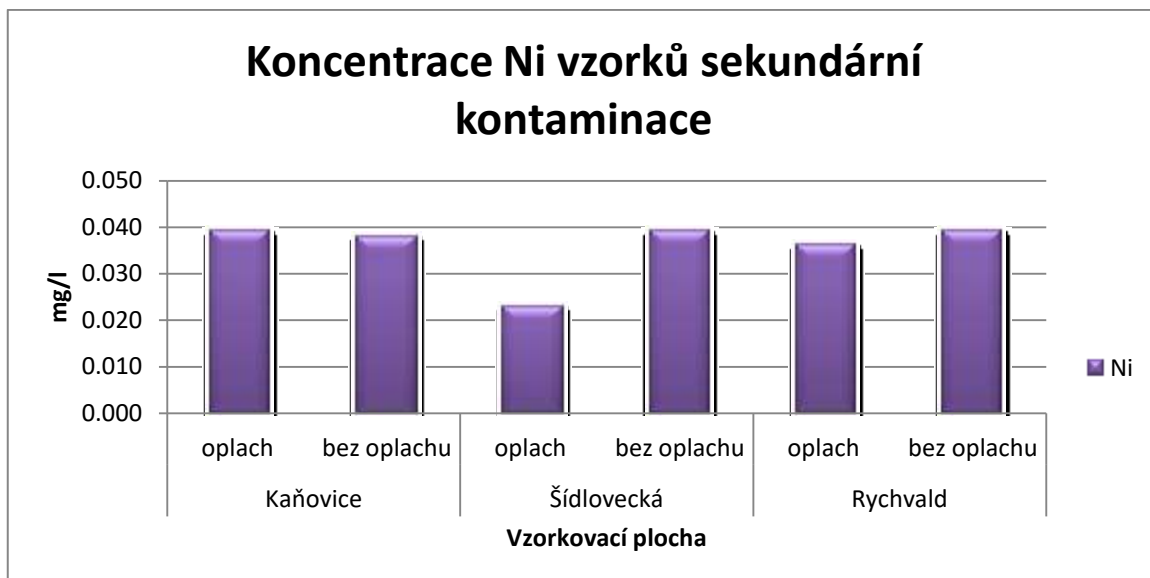
Graf 15 Koncentrace Fe vzorků bez oplachu a s oplachem

Graf 16 znázorňuje koncentrace Mn vzorků bez oplachu a s oplachem. Vzorky označeny „oplach“ vykazovaly nižší koncentrace Mn, než vzorky „bez oplachu“.



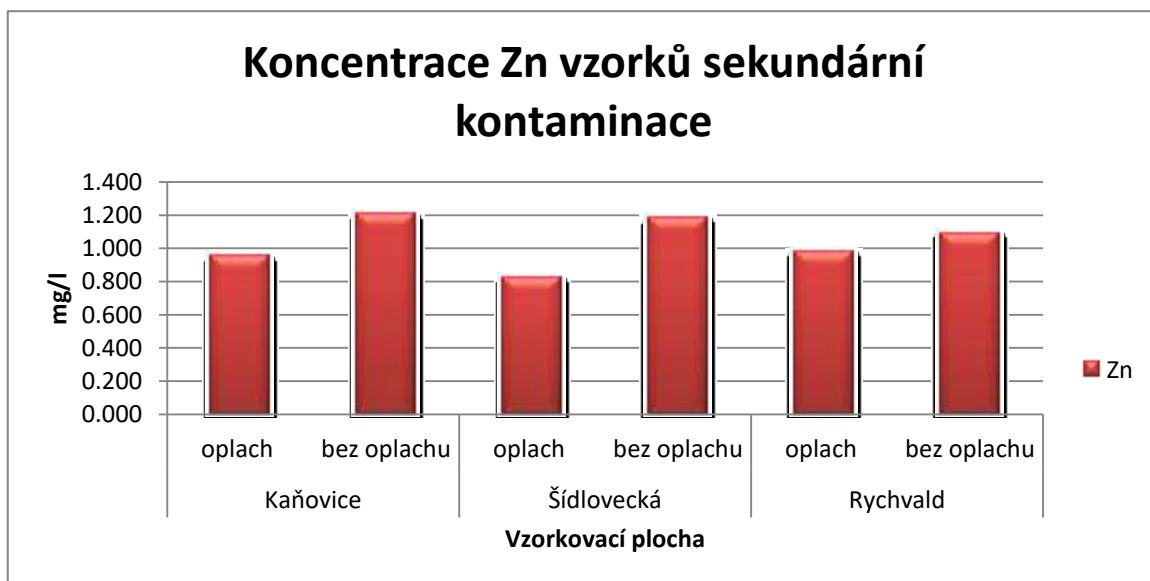
Graf 16 Koncentrace Mn vzorků bez oplachu a s oplachem

Graf 17 zobrazuje koncentrace Ni vzorků bez oplachu a s oplachem.



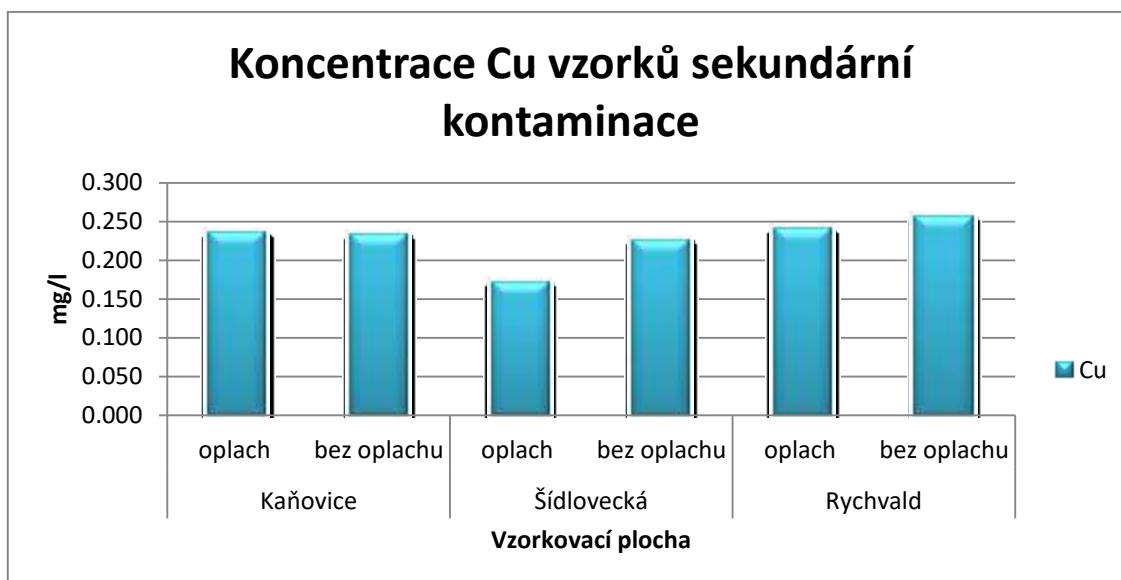
Graf 17 Koncentrace Ni vzorků bez oplachu a s oplachem

Graf 18 ukazuje stejný trend ve velikosti koncentrací vzorků s oplachem a bez oplachu. Vzorky označené „oplach“ vykazovaly nižší koncentrace Zn než vzorky, které se nedostaly do styku s destilovanou vodou.



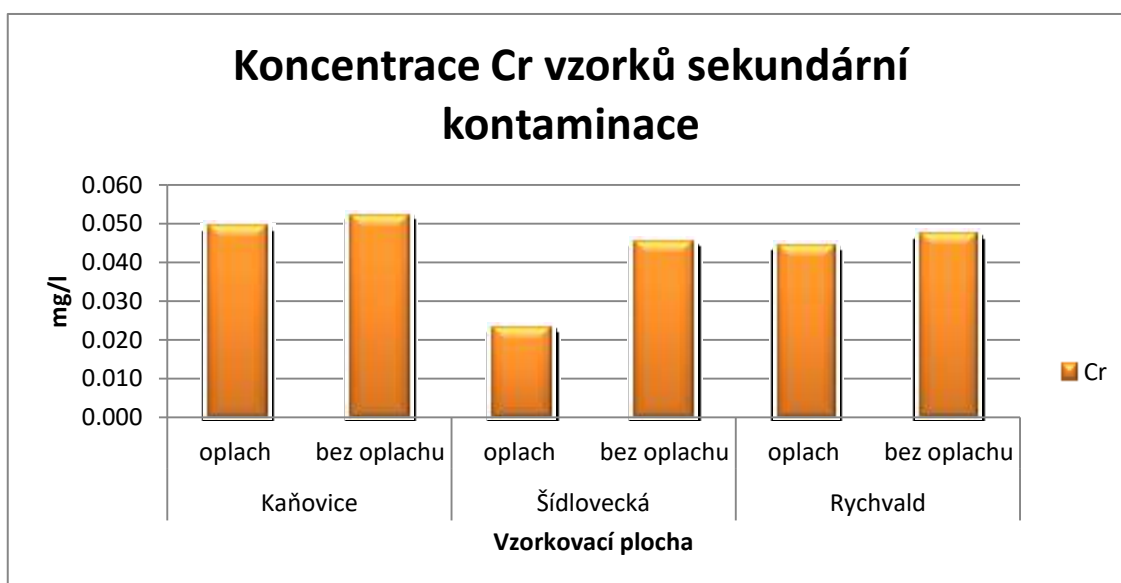
Graf 18 Koncentrace Zn vzorků bez oplachu a s oplachem

Koncentrace Cu vzorků bez oplachu a s oplachem jsou nižší u vzorků s označením „oplach“, až na vzorek Kaňovice, kde je tento trend narušen (viz Graf 19).



Graf 19 Koncentrace Cu vzorků bez oplachu a s oplachem

Vzorky koncentrací Cr byly nižší u vzorků označených „oplach“, než u vzorků „bez oplachu“ (viz Graf 20).



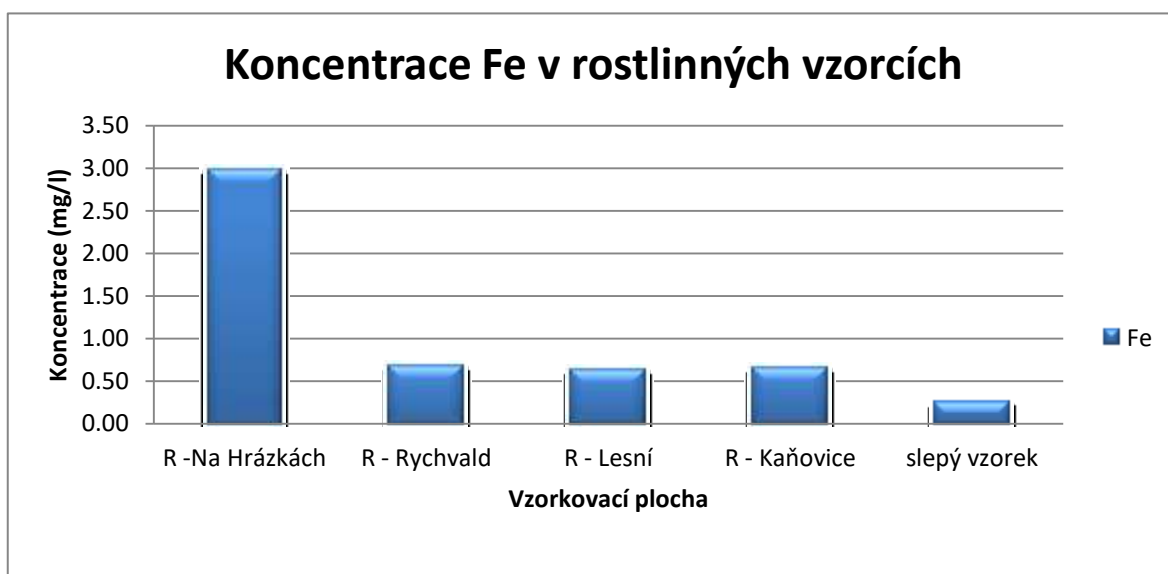
Graf 20 Koncentrace Cr vzorků bez oplachu a s oplachem

8.3 Vyhodnocení vzorků rostlinného materiálu a půdy

Rozsah vzorků byl jasně dán, ale v důsledku personálních změn, nebylo možno podrobit laboratorní analýze všechny vzorky, proto byly vybrány vzorky živočišných tkání. Tato práce je zaměřena na možnosti bioakumulace rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*), proto byly rozloženy všechny vzorky živočišných tkání. Následně byly vybrány rostlinné vzorky

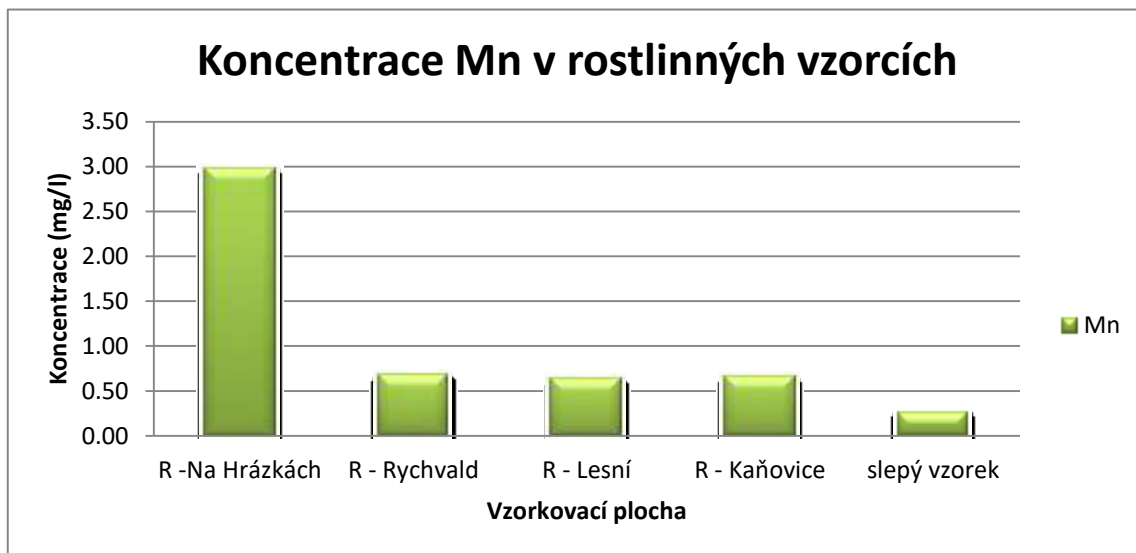
vzorkovacích ploch Na Hrázkách, Rychvald, Lesní a Kaňovice, kde se předpokládaly zajímavé koncentrace potenciálně toxických prvků a byly podrobeny laboratorní analýze. Půdní vzorky byly doplňující a pro záměr této práce nebyly rozloženy.

Graf 21 ukazuje, že koncentrace Fe v rostlinných vzorcích byly výrazně zvýšené pouze na lokalitě Na Hrázkách, kdy vykazovala téměř shodnou hodnotu jako u nejvyšší naměřené koncentrace u živočišných vzorků, tedy na lokalitě Na Hrázkách. Tato hodnota se blížila 3 mg/l. Další rostlinné vzorky vykazovaly již výrazně nižší koncentraci okolo 0,5 mg/l.



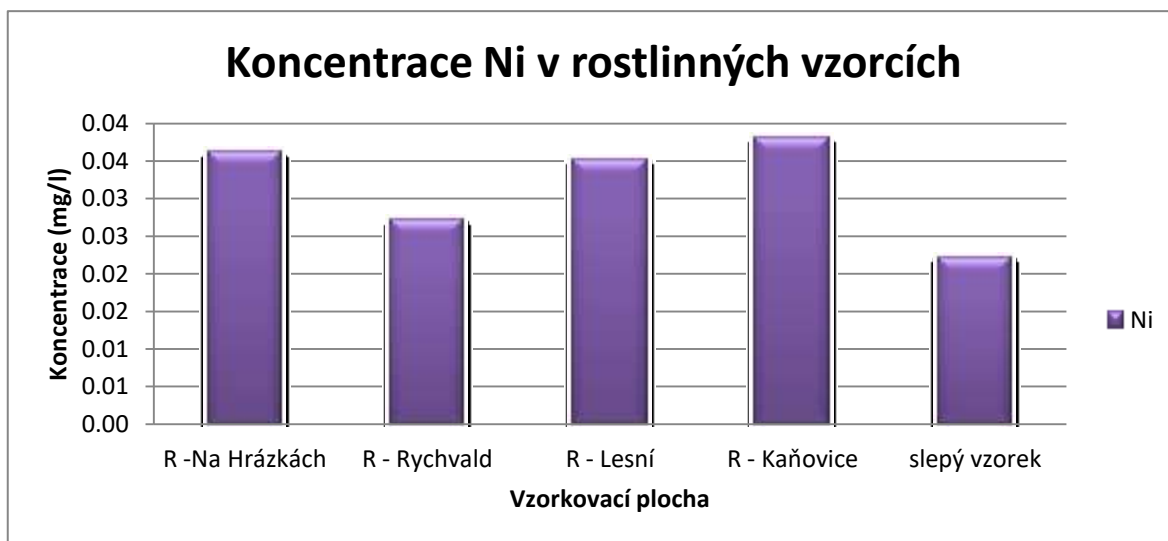
Graf 21 Koncentrace Fe v rostlinných vzorcích

Graf 22 znázorňuje koncentrace Mn v rostlinných vzorcích. Lokalita Na Hrázkách vykazuje jako u koncentrace Fe nejvyšší koncentraci ze všech sledovaných rostlinných vzorků. Také lokalita Lesní vykazuje podobně jako u koncentrace Fe nejnižší hodnotu.



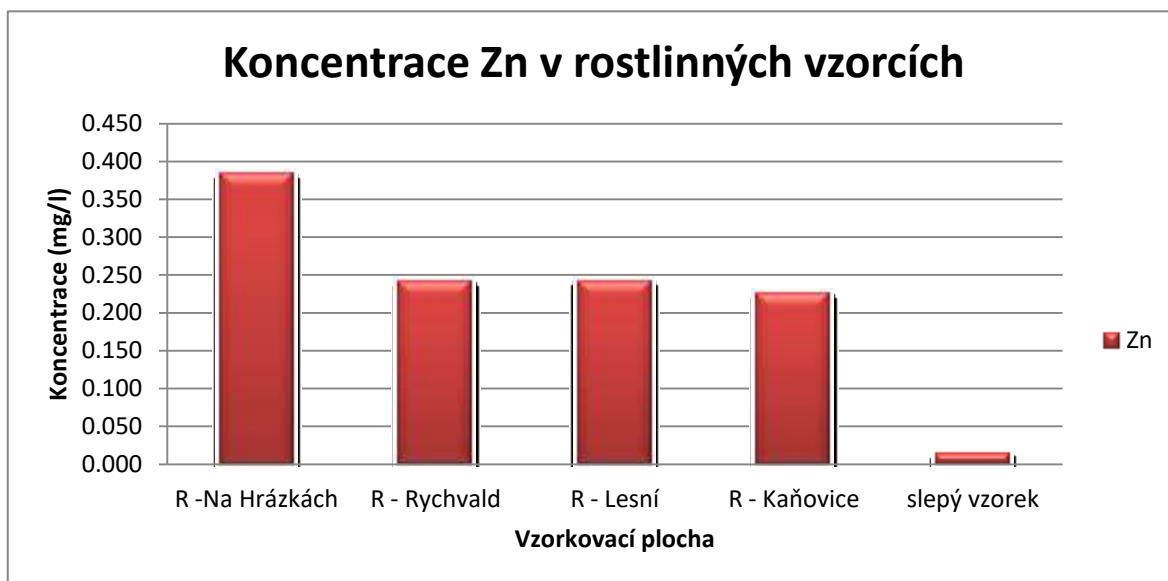
Graf 22 Koncentrace Mn v rostlinných vzorcích

Koncentrace Ni v rostlinných vzorcích byly zhruba vyrovnané (viz Graf 23). Nejvyšší koncentraci vykazoval vzorek z lokality Kaňovice.



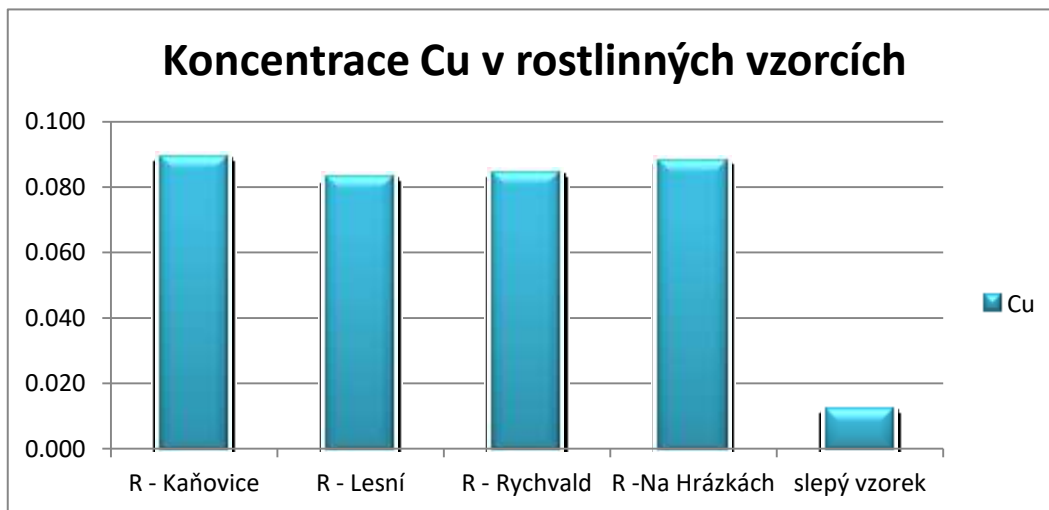
Graf 23 Koncentrace Ni v rostlinných vzorcích

Nejvyšší koncentrace Zn byla detekována v lokalitě Na Hrázkách (viz Graf 24). Ostatní 3 vzorky vykazovaly podobné hodnoty.



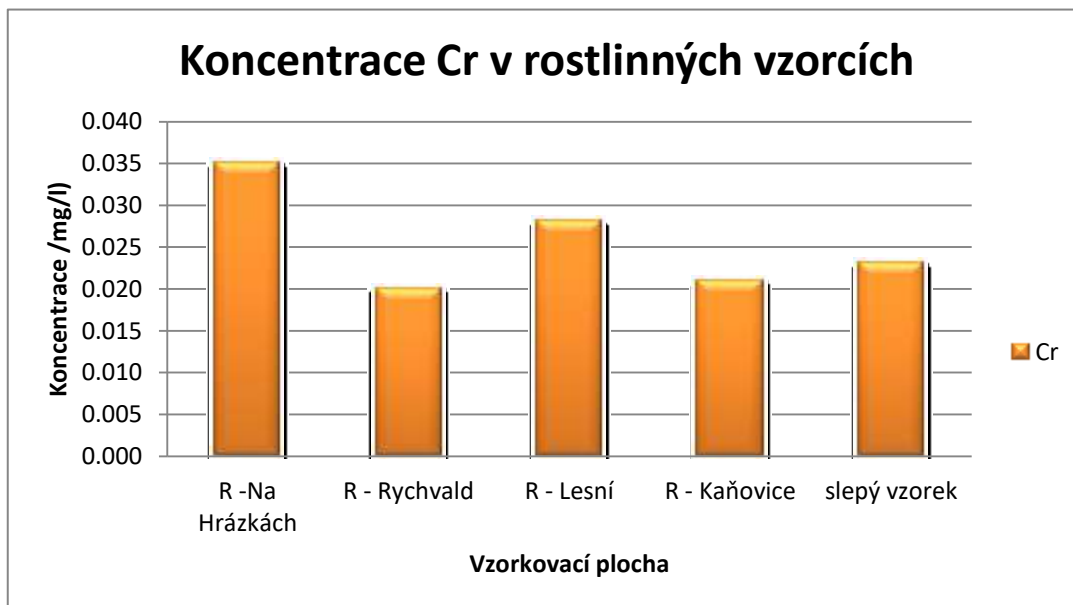
Graf 24 Koncentrace Zn v rostlinných vzorcích

Graf 25 ukazuje takřka vyrovnané koncentrace Cu v rostlinných vzorcích daných lokalit. Nejvyšší koncentrace byla detekována na vzorkovací ploše R-Kaňovice.



Graf 25 Koncentrace Cu v rostlinných vzorcích

Nejvyšší koncentrace Cr v rostlinných vzorcích vykazoval vzorek z lokality Na Hrázkách, (viz Graf 26). Naopak nejnižší koncentrace byla detekována u rostlinného vzorku Rychvald.



Graf 26 Koncentrace Cr v rostlinných vzorcích

9 DISKUZE

Výběr lokality byl určen jedním z hlavních znečišťovatelů životního prostředí zájmového území. Z tohoto důvodu byl vybrán závod ArcelorMittal a. s. Tato práce využila pro výběr vzorkovacích ploch směrovou růžici, která sloužila jako orientační ukazatel hlavních a vedlejších os, na kterých byly vytyčeny vzorkovací plochy. Metoda výběru zájmového území a následně vzorkovacích ploch, se v této práci osvědčila. Na základě koncentrací potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu a vzdálenosti od závodu ArcelorMittal a. s., byly vypočítány korelační koeficient (viz Tabulka 2). Záporné korelační koeficienty, které se výrazně projevují u prvků Fe, Zn a Cr na hlavní ose - JIHOZÁPAD, potvrdily, že koncentrace těchto potenciálně toxických prvků byly nejvyšší u závodu ArcelorMittal a. s. a s růstem vzdálenosti od tohoto znečišťovatele životního prostředí se koncentrace potenciálně toxických prvků snižovaly. Tento trend se vyskytuje také u prvku Fe hlavní osy SEVEROVÝCHOD a v menší míře také na vedlejší ose JIHOVÝCHOD. Hodnoty korelačních koeficientů potvrdily, že se u vybraných potenciálně toxických prvků nachází nejvyšší koncentrace u vybraného závodu. Tyto korelační koeficienty jsou pouze orientačního charakteru, protože nebyl získán dostatečný počet vzorků pro detailní analýzu.

Tabulka 2 Korelační koeficienty koncentrací potenciálně toxických prvků v závislosti na směr osy

Orientační směr	Fe	Ni	Zn	Cu	Cr
Hlavní osa JIHOZÁPAD	-0.858	-0.650	-0.963	-0.581	-0.714
Hlavní osa SEVEROVÝCHOD	-0.858	0.115	0.077	0.177	0.035
Vedlejší osa SEVEROZÁPAD	0.797	0.632	-0.549	0.151	-0.650
Vedlejší osa JIHOVÝCHOD	-0.642	0.651	0.818	0.796	0.712

Sběr rovnokřídlého hmyzu proběhl na travinných plochách, které byly často v blízkosti průmyslových budov, lidských sídel, nebo pozemních komunikací. Tato skutečnost může ovlivnit výsledky laboratorní analýzy vlivem sekundární kontaminace. Sekundární kontaminace může být různého původu (např. zvířený prach na okrajích silnice). Skutečnost, že se rovnokřídlý hmyz pohybuje na rostlinných stéblech, dochází k otěru hmyzu rostlinou. Pokud by se rovnokřídlý hmyz pohyboval po půdním povrchu, také zde hrozí sekundární kontaminace, díky spadu.

Metoda odstranění sekundární kontaminace rovnokřídlého hmyzu prokázala 89% účinnost. Vzorky, které byly označeny „oplach“ vykazovaly menší koncentrace potenciálně toxických prvků, než ty, které oplach destilovanou vodou nepodstoupily. Pouze u 2 případů byly koncentrace potenciálně toxických prvků vyšší u vzorků s označením „oplach“. Z těchto výsledků vyplývá, že sekundární kontaminaci rovnokřídlého hmyzu lze redukovat za pomoci lázně v destilované vodě.

9.1 Možnosti bioakumulace potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*)

Design této studie byl zaměřen na rešeršní výzkum a následné znalosti aplikovat do metodiky, která byla použita v této práci. Dle rešeršního průzkumu a výsledků této práce vyplývá, že rovnokřídlý hmyz (*Orthoptera*) může být vhodným modelovým druhem pro účely bioakumulace vybraných potenciálně toxických prvků. Rovnokřídlý hmyz je snadno rozpoznatelný a ve většině biotopů se nachází ve velkém zastoupení. Z 9 vybraných potenciálně toxických prvků, jich bylo detekováno 7. Detekovanými potenciálně toxickými prvky jsou Fe, Mn, Ni, Zn, Cu, Cr a Pb. Mezi nedetekovanými potenciálně toxickými prvky je Co a Cd.

V předchozí studii (ZAORALOVÁ 2016) rovněž proběhly analýzy potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*). Obě práce se zaměřily na stejné potenciálně toxické prvky. Zajímavým poznatkem je, že ani v bakalářské práci nebyly zaznamenány zvýšené koncentrace Cd a Co. V bakalářské práci byli využiti zástupci rovnokřídlých *Gomphocerippus rufus* z řádu *Caelifera*. Z výsledků laboratorních analýz vyvstává problémová otázka, zda je Cd a Co možné v tkáních rovnokřídlého hmyzu detekovat. V práci CRAWFORD et al. (1996), který prokázal koncentrace Cd v tkáních *Locusta migratoria*, která patří do řádu *Caelifera*, byli jedinci krmeni potravou, která byla

kontaminována ve vysokých koncentracích. Pokud bychom analyzovali možnost bioakumulace Co v tkáních rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*), byl by výstup diskutabilní, protože není dostatek relevantních zdrojů, které by tuto testovací otázku potvrdily, nebo vyvrátily.

V této diplomové práci byly vybrány 2 druhy rovnokřídlého hmyzu *Metrioptera roeselii* a *Chorthippus parallelus*, kteří posloužili ke srovnání bioakumulace potenciálně toxických prvků v tkáních fytofágních a omnivorních druhů rovnokřídlého hmyzu. Pro možnosti bioakumulace Mn, Cu a Pb prokázaly lepší vlastnosti jedinci *Metrioptera roeselii*. U těchto potenciálně toxických prvků byly zaznamenány vyšší koncentrace než u jedinců z řádu *Caelifera*. Naopak k vyšší akumulaci potenciálně toxických prvků Fe a Zn, došlo u druhu *Chorthippus parallelus*. Tyto výsledky mohou být ovlivněny vyšší koncentrací Fe v rostlinném materiálu. *Chorthippus parallelus* je fytofágní druh, jehož hlavní potravní složkou je rostlinný materiál, v této práci *Trifolium pretense*. Na zájmové lokalitě U Stavisek je detekována vyšší koncentrace Fe v rámci srovnání analýzy dvou řádů rovnokřídlého hmyzu. Výstupem tohoto poznatku je vzájemné ovlivnění koncentrací rostlinného materiálu a fytofágního druhu *Chorthippus parallelus*. U jedinců *Metrioptera roeselii* byla také detekována (2 vzorkovací plochy z 3) kontaminace Pb.

Jedním z problémů při vyhodnocování laboratorní analýzy potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu je absence vhodných legislativních předpisů, které by upravovaly limity koncentrací. V důsledku populačních změn, se stále více vědeckých prací zabývá hmyzem, jakožto alternativním zdrojem potravy. Z tohoto důvodu by se vzorky koncentrací potenciálně toxických prvků v tkáních rovnokřídlého hmyzu mohly srovnat s hygienickými normami pro potravinářství. Výsledky laboratorní analýzy byly porovnány s vyhláškou č. 225/2008 Sb., která upravuje doporučené denní dávky vitaminů a minerálních látek. Protože se prokázalo překročení limitních hodnot této vyhlášky jen u Cr, byly vyšší koncentrace, než je uvedený limit (viz Tabulka 3) pro srovnání. Limitní koncentrace Cr je dle vyhlášky 225/2008 Sb. 0,04 mg (ČESKO, 2008). Hodnoty byly vypočteny přímou úměrou, kdy 100% představovalo denní doporučenou dávku uvedenou ve vyhlášce č. 225/2008 Sb. Největší překročení Cr bylo zaznamenáno na vzorkovací ploše Sad Jožky Jabůrkové, která se nachází na vedlejší ose proudění SEVEROZÁPAD, 2,5 km od závodu ArcelorMittal a. s.

Tabulka 3 Porovnání doporučených denních dávek Cr dle vyhlášky č. 225/2008 Sb. (ČESKO, 2008)

Lokalita	[mg]	Procentuální zastoupení Cr [%]
Sad Jožky Jabůrkové	0,215	537.50
Nad Doly	0,072	180.00
Martinov	0,068	170.00
Kaňovice (bez oplachu)	0,052	130.00
U stavisek MR	0,051	127.50
Kaňovice (oplach)	0,049	122.50
Václavovice	0,048	120.00
Na Hrázkách	0,048	120.00
Rychvald (bez oplachu)	0,047	117.50
Starobělský potok	0,046	115.00
Chemická MR	0,046	115.00
Šídlovecká (bez oplachu)	0,045	112.50
Rychvald (oplach)	0,044	110.00
Rychvaldská	0,215	105.00

Tyto hodnoty by mohly, jsou velice znepokojující, protože Cr v některých svých formách, způsobuje rakovinu trávicího traktu, respirační problémy a v některých formách, je vysoce teratogenní.

9.2 Diskuze laboratorní analýzy rostlinných vzorků a půdy

Kvůli již zmíněným důvodům, byly rozebrány rostlinné vzorky pouze 4 vzorkovacích lokalit. Nejvyšší koncentrace Fe rostlinných vzorků koresponduje se vzorky živočišných tkání, tedy nejvyšší koncentrace je identifikována na vzorkovací ploše Na Hrázkách, tato

plocha vykazuje nejvyšší koncentrace také Mn, Zn a Cr. Vzorkovací plocha R - Kaňovice má nejvyšší koncentraci Ni a Cu v rostlinných vzorcích. Pb a Cd nebyly detekovány.

Půdní vzorky nebyly ze zjištěných důvodů analyzovány. Z laboratorních výsledků v tkáních rovnokřídlého hmyzu a rostlinných vzorků můžeme předpokládat vyšší koncentrace v půdním prostředí. Tato práce předpokládá korelaci vyšších hodnot koncentrací potenciálně toxických prvků v živočišných tkáních s rostlinným pokryvem a půdním prostředím. Tato úvaha se potvrdila korelací vyšších koncentrací Fe v tkáních rovnokřídlého hmyzu a rostlinného materiálu na stejné vzorkovací ploše.

10 ZÁVĚR

Práce byla zaměřena na možnosti bioakumulace potenciálně toxických prvků v tělech rovnokřídlých na zájmovém území Ostrava a přilehlé okolí. V této práci se prokázala vhodnost rovnokřídlého hmyzu pro tyto účely, která je podložena rešeršním výzkumem a výsledky laboratorní analýzy vlastního výzkumu. V tělech rovnokřídlého hmyzu bylo detekováno 7 z 9 vybraných potenciálně toxických prvků.

Metodika, která byla použita v této diplomové práci, se zabírala vytyčením vzorkovacích ploch, spotřebou biologického materiálu a vhodností dvou druhů řádů rovnokřídlého hmyzu. V práci se také osvědčila metodika oplachu destilovanou vodou, kdy se zamezilo sekundárnímu znečištění živočišného materiálu. Tato jednoduchá metoda oplachu měla skoro 89 % účinnost.

Diplomová práce se zaměřila také na možnost rovnokřídlého hmyzu jako alternativního zdroje potravy, proto porovnála výsledky laboratorní analýzy s limity pro denní doporučené dávky dle vyhlášky č. 225/2008 Sb. Zde byly překročeny pouze limity pro Cr. Výrazné koncentrace Cr byly detekovány v zájmovém území Sad Jožky Jabůrkové, kde byla hodnota překročena pětinašobně. Ostatní hodnoty byly zanedbatelné, proto nebyly zaneseny do tabulky.

Kvůli objektivním příčinám nemohla být uskutečněna analýza půdních vzorků, rostlin ze všech vzorkovacích ploch a vzájemné porovnání s údaji o bioakumulaci v tělech rovnokřídlého hmyzu, byla provedena analýza pouze vybraných modelových vzorků rostlinného materiálu.

Navzdory již zmíněným důvodům, bylo dosaženo zajímavých výsledků, které jsou použitelné v praxi. Zejména se jedná o použitý design studie (sekundární kontaminace, směrová růžice od zdroje znečištění). Tato problematika je dle mého názoru velice zajímavá a chtěla bych se jí dále zabývat.

SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

ANDĚL, P.: *Ekotoxikologie, bioindikace a biomonitoring*. Liberec: Evernia, 2011. ISBN 978-80-903787-9-7.

BALENGER, S. L.: *Stridulated soft song by singing insects*. *Animal Behaviour* [online]. 2015, (105), 275-280 [cit. 2018-03-27]. DOI: 10.1016/j.anbehav.2015.03.024. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0003347215001244>

BELOVSKÝ, G. E., SLADE, J. B.: *Grasshoppers affect grassland ecosystem functioning: Spatial and temporal variation* [online]. 2018, (26), 24-34 [cit. 2018-03-27]. DOI: 10.1016/j.baae.2017.09.003. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1439179117300221>

BENCKO, V., CIKRT M., LENER J.: *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. Vyd. 2., přeprac. a dopl. / Praha: Grada, 1995. ISBN 80-7169-150-X.

BLEWETT, T. A., LEONARD E. M.: *Mechanisms of nickel toxicity to fish and invertebrates in marine and estuarine waters*. *Environmental Pollution* [online]. 2017, (223), 311-322 [cit. 2018-02-18]. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.01.028. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749116317766>

BOURDREL, T. et al.: *Cardiovascular effects of air pollution*. *Archives of Cardiovascular Diseases* [online]. 2017, 11(110), 634-642 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1016/j.acvd.2017.05.003. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1875213617301304>

CAO, X. et al.: *Immobilization of Zn, Cu, and Pb in contaminated soils using phosphate rock and phosphoric acid*. *Journal of Hazardous Materials* [online]. 2009, 2-3(164), 555-564 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2008.08.034. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389408012351>

CRAWFORD, L. A. et al.: *Accumulation and egestion of dietary copper and cadmium by the grasshopper Locusta migratoria R & F (Orthoptera: Acrididae)*. *Environmental Pollution* [online]. 1996, 3(92), 241-246 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1016/0269-7491(96)00004-8. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0269749196000048>

COLES, J. F., et al.: *Effects of urban development on stream ecosystems across the United States*. [online]. 2012, [cit. 2018-04-15] Dostupné z: <http://pubs.usgs.gov/circ/1373/>

CRAWFORD, L. A. et al.: *The effects of feeding by the black bean aphid *Aphis fabae* Scop. (Homoptera: Aphididae) on copper and cadmium accumulation in broad bean (*Vicia faba* L.)*. Environmental Geochemistry and Health [online]. 1990, 3(12), 245-251 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1007/BF01782987. Dostupné z:

<https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0025596023&origin=inward&txGid=7a7210ea7b0cd5348c99650fc1a49ff0>

CRISTOL D. A. et al.: *The Movement of Aquatic Mercury Through Terrestrial Food Webs*. Science (New York, N.Y.). 2008, 320, 335.

ČESKÁ GEOLOGICKÁ SLUŽBA: *Zjednodušená geologická mapa 1:50 000*. [online]. [cit. 2018-03-08]. Dostupné z: http://mapy.geology.cz/geocr_50/?center=-542590,1075146&scale=50000

ČESKO: Vyhláška č. 225/2008 Sb., vyhláška, kterou se stanoví požadavky na doplňky stravy a na obohacování potravin. In: *Zákony pro lidi.cz* [online]. © AION CS 2010-2018 [cit. 27. 4. 2018]. Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2008-225#p2-2>

DEGRYSE, F. et al.: *Chapter Five - Agronomic Effectiveness of Zinc Sources as Micronutrient Fertilizer*. Advances in Agronomy [online]. 2016, (139), 215-267 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1016/bs.agron.2016.05.004. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0065211316300621>

FAY, M. et al.: *TOXICOLOGICAL PROFILE FOR NICKEL* [online]. 1. Atlanta: Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 2005 [cit. 2018-02-18]. Dostupné z: <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp15.pdf>

FORDHAM, C. L. et al.: *Evaluation of bioaccumulation models for terrestrial ecological risk assessment*. WM'99 CONFERENCE [online]. 1999, 1-16 [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: <http://www.wmsym.org/archives/1999/70/70-5.pdf>

FORMAN, H. J., FINCH C. E.: *A critical review of assays for hazardous components of air pollution*. Free Radical Biology and Medicine [online]. 2018, (117), 202-217 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1016/j.freeradbiomed.2018.01.030. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0891584918300406>

FUJIIHARA, J.: *Association of SNPs in genes encoding zinc transporters on blood zinc levels in humans*. Legal Medicine [online]. 2018, (30), 28-33 [cit. 2018-03-19]. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1344622317303565>

GALUŠKOVÁ, I. et al.: *Lead isotope composition and risk elements distribution in urban soils of historically different cities Ostrava and Prague, the Czech Republic*. Journal of Geochemical Exploration. 2014, B(147), 215-221. DOI: /10.1016/j.gexplo.2014.02.022.

GAYLOR, M. O. et al.: *House crickets can accumulate polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) directly from polyurethane foam common in consumer products*. Chemosphere. 2012, 5(86), 500-505.

GERYCH, P.: *Výskyt chromu v životním prostředí*. Brno, 2006. Dostupné také z: chrome-extension://oemmndcbldboiebfnladdacbdmfmadadm/https://digilib.k.utb.cz/bitstream/handle/10563/1149/gerych_2006_bp.pdf?sequence=1. Bakalářská práce. Univerzita Tomáše Bati ve Zlíně.

HAMILTON, E. M. et al.: *Chromium speciation in foodstuffs: A review*. Food Chemistry [online]. 2018, 1(250), 105-112 [cit. 2018-02-18]. DOI: 10.1016/j.foodchem.2018.01.016. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0308814618300165>

HENTZE, M. W. et al.: *Balancing Acts: Molecular Control of Mammalian Iron Metabolism*. Balancing Acts: Molecular Control of Mammalian Iron Metabolism [online]. 2004, 3(117), 285-297 [cit. 2018-03-21]. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0092867404003435>

HELIÖVAARA K., VÄISÄNEN R.: *Insects and pollution*. 2. New York: CRC Press, 2018. ISBN 978-1-315-07362-2.

HSU et al.: *Taiwan's industrial heavy metal pollution threatens terrestrial biota*, Environ. Pollut., 143 (2006), pp. 327-334

HU, J. et al.: *Renal cell carcinoma and occupational exposure to chemicals in Canada*. Occupational Medicine [online]. 2002, 3(52), 157-164 [cit. 2018-02-14]. Dostupné z: <https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0036073143&origin=inward&txGid=57669e6cb927b984b6f2e338d96958ca>

- HUANG, J. et al.: *Impacts of air pollution wave on years of life lost: A crucial way to communicate the health risks of air pollution to the public*. Environment International [online]. 2018, (113), 42-49 [cit. 2018-02-16]. DOI: 10.1016/j.envint.2018.01.022. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0160412017319244>
- CHERVONA Y, ARITA A, COSTA M.: *Carcinogenic metals and the epigenome: understanding the effect of nickel, arsenic, and chromium*. Metallomics. 2012 Jul;4(7):619-27. doi: 10.1039/c2mt20033c. Epub 2012 Apr 3. Review.
- Iron - Fe*. Lenntech Water treatment & purification [online]. Delfgauw: Lenntech BV, 2018 [cit. 2018-03-21]. Dostupné z: <https://www.lenntech.com/periodic/elements/fe.htm>
- IRWING, R. J. et al.: *Environmental Contaminants Encyclopedia*. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. [online]. 1997, 1-88 [cit. 2018-02-14]. Dostupné z: <http://www.nature.nps.gov/toxic/cadmium.pdf>.
- IYER, S. et al.: *Lead toxicity: An overview of prevalence in Indians*. Clinica Chimica Acta [online]. 2015, 7(451), 161-164 [cit. 2018-02-16]. DOI: 10.1016/j.cca.2015.09.023. Dostupné z: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0009898115004325>
- JAISHANKAR, M. et al.: *Toxicity, mechanism and health effects of some heavy metals*. Interdisciplinary Toxicology [online]. 2014, 2(7), 60-72 [cit. 2018-02-16]. DOI: 10.2478/intox-2014-0009. ISSN 13376853.
- JIRŮK, K. et PITRONOVÁ B.: *Dějiny Ostravy*. 1. vydání. Ostrava: Profil, 1967
- KOČÁREK, P.: *Rovnokřídlí (Insecta: Orthoptera) České republiky*. Vydání 1., 2013, 283 s. ISBN 8020021736
- KAKALI, M. et al.: *Chromium removal technologies*. Res Chem Intermed [online]. 2013, 6(39), 2267–2286 [cit. 2018-02-18]. DOI: 10.1007/s11164-012-0779-3. ISSN 1568-5675.
- KAMPA, M. et CASTANAS E.: *Human health effects of air pollution*. Environmental Pollution [online]. 2007, **151**, 362 - 367 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1016/j.envpol.2007.06.012. Dostupné z: https://ac.els-cdn.com/S0269749107002849/1-s2.0-S0269749107002849-main.pdf?_tid=b1091de6-126d-11e8-b055-00000aab0f26&acdnat=1518712477_9ccf4540000bd6914fa06e2a0784f38d
- KODYMOVÁ, J.: *Studijní materiál poskytnutý k prezenci*

KRZYŹANKOVA, V.: *Oficiální portál města Ostravy. Historie města* [online]. 2.7.2012 [cit. 2017-12-21]. Dostupné z: <http://www.ostrava.cz/cs/o-meste/historie-mesta>

LELIEVELD, J. et al.: *The contribution of outdoor air pollution sources to premature mortality on a global scale*. Nature [online]. 2015, (525), pages 367–371 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1038/nature15371. Dostupné z: <https://www.nature.com/articles/nature15371>

LEITH, H. A. et al.: *Toxicity of iron overload and iron overload reduction in the setting of hematopoietic stem cell transplantation for hematologic malignancies*. Critical Reviews in Oncology/Hematology [online]. 2017, (113), 156-170 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1016/j.critrevonc.2017.03.002. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1040842816303924>

LI et al.: *The study of metal contamination in urban soils of Hong Kong using a GIS-based approach*, Environ. Pollut., 129 (2004), pp. 113-124

LINDQVIST, L. et BLOCK, M.: *Excretion of cadmium and zinc during moulting in the grasshopper *Omocestus viridulus* (Orthoptera)*. United States: N. p., 1994. Web. doi:10.1002/etc.5620131017.

MADRID et al.: *Reduction of availability of trace metals in urban soils using inorganic amendments*, Environ. Geochem. Health, 28 (2006), pp. 365-373

MADRID et al.: *Availability and bio-accessibility of metals in the clay fraction of urban soils of Sevilla*, Environ. Pollut., 156 (2008), pp. 605-610

MANTA, D. S. et al.: *Heavy metals in urban soils: a case study from the city of Palermo (Sicily), Italy*. Science of the Total Environment [online]. 2002, 1-3(300), 229-243 [cit. 2018-02-14]. DOI: 10.1016/S0048-9697(02)00273-5.

MAPY GOOGLE. Google [online]. c2018 [cit. 2017-06-01]. Dostupné z: <http://maps.google.com>

MARKERT, B.: *Definitions and principles for bioindication and biomonitoring of trace metals in the environment*, Journal of Trace Elements in Medicine and Biology, 21, n. 1, vol. 2, p 77-82, 2007.

MARTINEC, P.: *Landek a geologie hornoslezské pánve*. Vesmír. 2009, 88(396), 6.

MEGIDO, L. et al.: *Suburban air quality: Human health hazard assessment of potentially toxic elements in PM10*. Chemosphere [online]. 2017, (177), 284-291 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2017.03.009. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653517303612>

MIŠTERA, L.: *Geografie regionů České republiky*. Vyd. 1. Plzeň: Vydavatelství Západočeské univerzity, 1997. 166 s. ISBN 80-7082-334-8.

MORI, N. et al.: *Comparison of in vivo with in vitro pharmacokinetics of mercury between methylmercury chloride and methylmercury cysteine using rats and caco2 cells*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology [online]. 2012, 4(63), 628-636 [cit. 2018-02-16]. DOI: 10.1007/s00244-012-9800-5. Dostupné z:

<https://doi.org/10.1007/s00244-012-9800-5>

NÁRODNÍ GEOPORTÁL INSPIRE: Mapy [online]. 2018 [cit. 2018-04-12]. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map>

PAINE, J. M. et al.: *Toxicity and bioaccumulation of soil PCBs in crickets: Comparison of laboratory and field studies*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry [online]. 1993, 12(11), 2097-2103 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1002/etc.5620121117.

PENG, H. et al.: *High-efficient recovery of chromium (VI) with lead sulfate*. Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers [online]. 2018 [cit. 2018-02-18]. DOI: 10.1016/j.jtice.2018.01.028. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S187610701830049X>

PELED, R.: *Air pollution exposure: Who is at high risk?* Atmospheric Environment [online]. 2011, (45), 1791 - 1785 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1016/j.atmosenv.2011.01.001. Dostupné z: [https://ac.els-cdn.com/S1352231011000033/1-s2.0-S1352231011000033-main.pdf?_tid=504e4520-126e-11e8-aa5300000aacb360&acdnat=](https://ac.els-cdn.com/S1352231011000033/1-s2.0-S1352231011000033-main.pdf?_tid=504e4520-126e-11e8-aa5300000aacb360&acdnat=1518712752_f94544eadc16c9ccb11ac9eac521a483)

[1518712752_f94544eadc16c9ccb11ac9eac521a483](https://ac.els-cdn.com/S1352231011000033/1-s2.0-S1352231011000033-main.pdf?_tid=504e4520-126e-11e8-aa5300000aacb360&acdnat=1518712752_f94544eadc16c9ccb11ac9eac521a483)

PESCH, B. et al.: *Occupational risk factors for renal cell carcinoma: agent-specific results from a case-control study in Germany*. International Journal of Epidemiology [online]. 2000, 29(6), 1014-1024 [cit. 2018-02-14]. DOI: 10.1093/ije/29.6.1014. Dostupné

z:[https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-](https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0034524943&origin=inward&txGid=08fdb37fd111f9b555b1bc94fbe1d23d)

[0034524943&origin=inward&txGid=08fdb37fd111f9b555b1bc94fbe1d23d](https://www.scopus.com/record/display.uri?eid=2-s2.0-0034524943&origin=inward&txGid=08fdb37fd111f9b555b1bc94fbe1d23d)

PIRRONE, N. et al.: *Global mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic and natural sources*. Atmos. Chem. Phys [online]. 2010, 10(13), 5951-5964 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.5194/acp-10-5951-2010. Dostupné z:

<https://www.atmos-chem-phys.net/10/5951/2010/>

RACLAVSKÁ H., MATÝSEK D. et RACLAVSKÝ K.: *Geochemical indicators of urban soil contamination by metallurgical industry at Ostrava*. Conference Proceedings Materials, Metallurgy and Interdisciplinary Co-working. místo neznámé: VŠB – TU Ostrava, 2008. September 29-30, 2008.

SHI, G. et al.: *Potentially toxic metal contamination of urban soils and roadside dust in Shanghai, China*. Environmental Pollution [online]. 2008, 2(156), 251-260 [cit. 2018-02-14]. DOI: 10.1016/j.envpol.2008.02.027. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749108001267>

STOEPPLE M.: *Cadmium. Metals and their compounds in the environment occurrence, analysis and biological relevance*, edited by E. Merian (Weinheim: WCH), 1991, pp . 803 -851.

STURIKOVA, H. et al.: *Zinc, zinc nanoparticles and plants*. Journal of Hazardous Materials [online]. 2018, (345), 101-110 [cit. 2018-03-21]. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2018.01.040. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304389418300402#bib0035>

SUTHERLAND, R.A. et TOLOSA, C.A.: *Multi-element analysis of road-deposited sediment in an urban drainage basin*, Honolulu, Hawaii., Environmental Pollution 110, 2000, p. 483–495.

ŠRYTR, J.: EPS: *Studie Vysoké školy báňské v Ostravě: Extrémní znečištění ovzduší způsobuje ArcelorMittal*. Padla další žaloba. Ekolist.cz. 2008. ISSN 1802-9019.

THORTON, I.: *Metal contamination of soils in urban areas*. Soils in the Urban Environment [online]. 2009, 47-75 [cit. 2018-02-14]. DOI: 10.1002/9781444310603.ch4.

ULLRICH, S. M. et al.: *Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology [online]. 2001, 3(31) [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1080/20016491089226. Dostupné z: <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/20016491089226>

WAISBERG, M. et al.: *Molecular and cellular mechanisms of cadmium carcinogenesis*. Toxicology [online]. 2003, 2-3(192), 95-117 [cit. 2018-02-14]. DOI: 10.1016/S0300-483X(03)00305-6. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0300483X03003056>

WALTON, B. T.: *Insects as indicators of toxicity, bioaccumulation and bioavailability of environmental contaminants*. Environmental Toxicology and Chemistry, 1989, 8: 649–658. doi:10.1002/etc.5620080803

WANG, L. K.: *Heavy metals in the environment*. Boca Raton: CRC Press, c2009. ISBN 978-1-4200-7316-4.

WANG, Q. D. Y. et al.: *Air pollution and mortality in the medicare population*. New England Journal of Medicine [online]. 2017, 26(376), 2513-2522 [cit. 2018-02-15]. DOI: /10.1056/NEJMoal702747. Dostupné z:

<http://www.nejm.org/doi/10.1056/NEJMoal702747>

YOUSAF, B. et al.: *Systematic investigation on combustion characteristics and emission-reduction mechanism of potentially toxic elements in biomass- and biochar-coal co-combustion systems*. Applied Energy [online]. 2017, (208), 142-157 [cit. 2018-02-14]. DOI: 10.1016/j.apenergy.2017.10.059. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0306261917314800>

YIN, R. et al.: *Mercury risk in poultry in the Wanshan Mercury Mine, China*. Environmental Pollution [online]. 2017, (230), 810-816 [cit. 2018-02-15]. DOI: 10.1016/j.envpol.2017.07.027. Dostupné z:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0269749117307595>

ZHANG, S. E., et al.: *Mercury distribution and bioaccumulation up the soil-plant-grasshopper-spider food chain in Huludao City, China*, J. Environ. Sci., 22 (2010), pp. 1179-1183

Bc. Zuzana Zaoralová: Bioakumulace potenciálně toxických prvků v těle rovnokřídlého hmyzu (*Orthoptera*) na území Ostravy

ZHOU, J. et al.: *Mercury in terrestrial forested systems with highly elevated mercury deposition in southwestern China: The risk to insects and potential release from wildfires*. *Environmental Pollution*. 2016, (212), 188-196. DOI: 10.1016/j.envpol.2016.01.003.

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek 1 Stavba těla rovnokřídlého hmyzu (<i>Metrioptera roeselii</i>) (Foto: autor)	20
Obrázek 2 Podkladová data k modelaci větrné růžice zájmového území (Kodymová, 2005)	30
Obrázek 3 Větrná růžice potenciálního zdroje znečištění	31

SEZNAM MAP

Mapa 1 Lokalizace zájmového území (Národní geoportál, ©2018).....	23
Mapa 2 Geologická mapa zájmového území (Národní geoportál, ©2018).....	24
Mapa 3 Půdní mapa zájmového území (Národní geoportál, ©2018)	24
Mapa 4 Klimatická mapa zájmové oblasti (Národní geoportál, ©2018).....	25
Mapa 5 Hydrologická mapa zájmového území (Národní geoportál, ©2018)	25
Mapa 6 Fytogeografické členění zájmového území (Národní geoportál, ©2018)	26
Mapa 7 Mapa rozložení druhů v zájmovém území (Národní geoportál, ©2018).....	27
Mapa 8 Vzorkovací plochy hlavní osy – JIHOZÁPAD (MAPY GOOGLE, ©2018).....	32
Mapa 9 Vzorkovací plochy hlavní osy – SEVEROVÝCHOD (MAPY GOOGLE, ©2018)	34
Mapa 10 Vzorkovací plochy vedlejší osy – SEVEROZÁPAD (MAPY GOOGLE, ©2018)	35
Mapa 11 Vzorkovací plochy vedlejší osy – JIHOVÝCHOD (MAPY GOOGLE, ©2018).	37

SEZNAM TABULEK

Tabulka 1 Hmotnostní údaje potřebné k laboratorním analýzám.....	41
Tabulka 2 Korelační koeficienty koncentrací potenciálně toxických prvků v závislosti na směr osy	61
Tabulka 3 Procentuální zastoupení Cr dle vyhlášky č. 225/2008 Sb. (ČESKO, 2008).....	64

SEZNAM GRAFŮ

Graf 1 Koncentrace Fe v tkáních rovnokřídlého hmyzu.....	44
Graf 2 Koncentrace Mn v tkáních rovnokřídlého hmyzu	45
Graf 3 Koncentrace Ni v tkáních rovnokřídlého hmyzu.....	46
Graf 4 Koncentrace Zn v tkáních rovnokřídlého hmyzu	47
Graf 5 Koncentrace Cu v tkáních rovnokřídlého hmyzu	48
Graf 6 Koncentrace Cr v tkáních rovnokřídlého hmyzu.....	48
Graf 7 Koncentrace Pb v tkáních rovnokřídlého hmyzu	49
Graf 14 Koncentrace Fe v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	50
Graf 15 Koncentrace Mn v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	50
Graf 16 Koncentrace Ni v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	51
Graf 17 Koncentrace Zn v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	51
Graf 18 Koncentrace Cu v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	52
Graf 19 Koncentrace Cr v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	53
Graf 20 Koncentrace Pb v tkáních <i>Metrioptera roeselii</i> a <i>Chorthippus parallelus</i>	53
Graf 8 Koncentrace Fe vzorků bez oplachu a s oplachem.....	54
Graf 9 Koncentrace Mn vzorků bez oplachu a s oplachem	54
Graf 10 Koncentrace Ni vzorků bez oplachu a s oplachem.....	55
Graf 11 Koncentrace Zn vzorků bez oplachu a s oplachem	55
Graf 12 Koncentrace Cu vzorků bez oplachu a s oplachem	56
Graf 13 Koncentrace Cr vzorků bez oplachu a s oplachem.....	56
Graf 21 Koncentrace Fe v rostlinných vzorcích	57
Graf 22 Koncentrace Mn v rostlinných vzorcích.....	58
Graf 23 Koncentrace Ni v rostlinných vzorcích	58
Graf 24 Koncentrace Zn v rostlinných vzorcích.....	59

Graf 25 Koncentrace Cu v rostlinných vzorcích	59
Graf 26 Koncentrace Cr v rostlinných vzorcích	60

SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1 Tabulka koncentrací potenciálně toxických prvků laboratorní analýzy.....	1
--	---

SEZNAM FOTODOKUMENTACE

Foto 1 Závod ArcelorMittal a. s.....	2
Foto 2 Vzorkovací plocha Na Hrázkách.....	2
Foto 3 Vzorkovací plocha Lesní.....	3
Foto 4 Vzorkovací plocha Šídlovecká.....	3
Foto 5 Vzorkovací plocha Martinov.....	4
Foto 6 Saranče obecná (<i>Chorthippus parallelus</i>).....	4
Foto 7 Koblka luční (<i>Metrioptera roeselii</i>).....	5
Foto 8 Sušení vzorků v sušárně.....	5
Foto 9 Kyveta s živočišným vzorkem zalitý HNO_3	6
Foto 10 Kyveta s rostlinným vzorkem zalitý HNO_3	7
Foto 11 Filtrace vzorků.....	7

PŘÍLOHY

Lokalita	Fe	Mn	Co	Ni	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd
Chemická	0.56	0.08	<0.05	0.04	0.943	0.192	0.033	<0.01	<0.003
Chemická MR	0.70	0.11	<0.05	0.06	0.764	0.133	0.046	<0.01	<0.003
Starobělský potok	0.54	0.13	<0.05	0.04	1.110	0.232	0.046	<0.01	<0.003
Kaňovice (bez oplachu)	0.524	0.101	<0.05	0.038	1.200	0.232	0.052	<0.01	<0.003
Kaminského	0.51	0.04	<0.05	0.04	1.140	0.223	0.037	0.023	<0.003
U stavisek MR	1.11	0.13	<0.05	0.04	0.931	0.173	0.051	0.021	<0.003
U stavisek	1.71	0.05	<0.05	0.03	0.951	0.186	0.037	<0.01	<0.003
Martinov	0.75	0.05	<0.05	0.05	1.200	0.237	0.068	<0.01	<0.003
Na Hrázkách	2.88	0.06	<0.05	0.04	1.000	0.208	0.048	<0.01	<0.003
Sad Jožky J	0.54	0.05	<0.05	0.04	1.370	0.217	0.215	<0.01	<0.003
Kaňovice (oplach)	0.523	0.075	<0.05	0.039	0.947	0.234	0.049	<0.01	<0.003
Václavovice	0.58	0.05	<0.05	0.04	1.060	0.232	0.048	<0.01	<0.003
Nad Doly	1.61	0.12	<0.05	0.06	0.930	0.184	0.072	<0.01	<0.003
Rychvald (bez oplachu)	1.220	0.071	<0.05	0.039	1.090	0.256	0.047	<0.01	<0.003
Rychvald (oplach)	1.070	0.060	<0.05	0.036	0.977	0.239	0.044	<0.01	<0.003
Šídlovecká (bez oplachu)	0.648	0.067	<0.05	0.039	1.180	0.225	0.045	<0.01	<0.003
Šídlovecká (oplach)	0.467	0.063	<0.05	0.023	0.820	0.171	0.023	<0.01	<0.003
Proskovice	0.53	0.09	<0.05	0.04	0.972	0.226	0.040	<0.01	<0.003
Železná	0.51	0.05	<0.05	0.03	1.180	0.229	0.031	<0.01	<0.003
Vratimov	0.48	0.08	<0.05	0.04	1.140	0.229	0.026	<0.01	<0.003
Lesní	0.78	0.07	<0.05	0.03	0.875	0.162	0.038	<0.01	<0.003
Rychvald MR	0.82	0.16	<0.05	0.04	0.764	0.216	0.035	0.093	<0.003
Proskovice MR	0.48	0.16	<0.05	0.03	0.922	0.246	0.034	<0.01	<0.003
Stará ves nad Ondřejnicí	0.40	0.04	<0.05	0.03	0.872	0.204	0.015	<0.01	<0.003
Rychvaldská	1.38	0.19	<0.05	0.04	0.819	0.138	0.042	<0.01	<0.003
R -Na Hrázkách	2.97	0.27	<0.05	0.04	0.382	0.088	0.035	<0.01	<0.003
R - Rychvald	0.67	0.19	<0.05	0.03	0.240	0.084	0.020	<0.01	<0.003
R - Lesní	0.62	0.15	<0.05	0.04	0.241	0.083	0.028	<0.01	<0.003
R - Kaňovice	0.64	0.13	<0.05	0.04	0.224	0.089	0.021	<0.01	<0.003
slepý vzorek	0.26	<0,01	<0.05	0.02	0.013	0.012	0.023	<0.01	<0.003

Příloha 1 Tabulka koncentrací potenciálně toxických prvků laboratorní analýzy

FOTODOKUMENTACE



Foto 1 Závod ArcelorMittal a. s.



Foto 2 Vzorkovací plocha Na Hrázkách



Foto 3 Vzorkovací plocha Lesní



Foto 4 Vzorkovací plocha Šídlovecká



Foto 5 Vzorkovací plocha Martinov



Foto 6 Saranče obecná (*Chorthippus parallelus*)



Foto 7 Kobylka luční (*Metrioptera roeselii*)



Foto 8 Sušení vzorků v sušárně

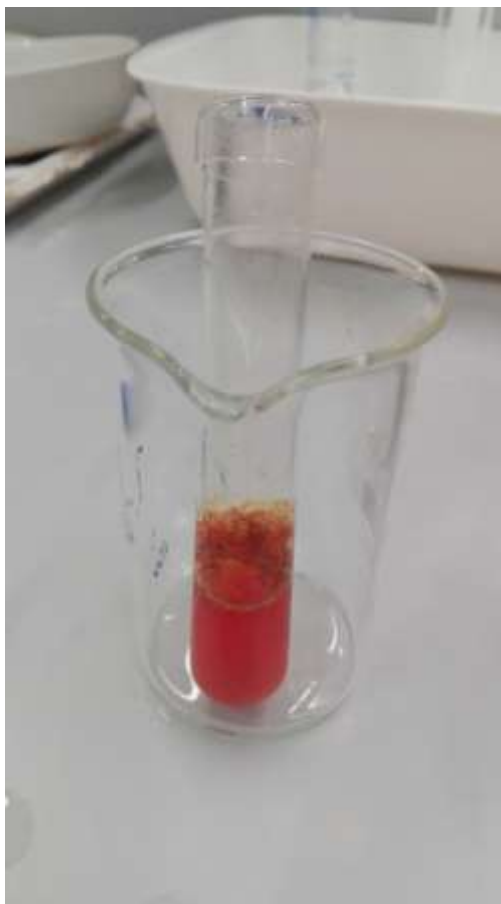


Foto 9 Kyveta s živočišným vzorkem zalitý HNO_3

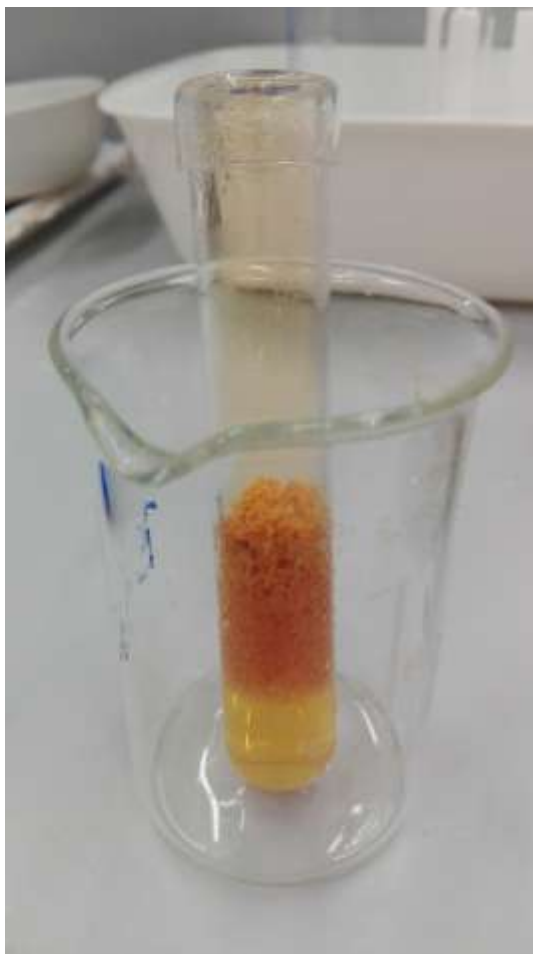


Foto 10 Kyveta s rostlinným vzorkem zalitý HNO_3



Foto 11 Filtrace vzorků